



RAPPORT LNR 5338-2007

Utlekking av rene leirmasser i Bekkelagsbassenget - førundersøkelse



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
NO-0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

| | | |
|--|--------------------------------------|------------------|
| Tittel Utlegging av rene leirmasser i Bekkelagsbassenget - førundersøkelse | Løpenr. (for bestilling) LNR 5338 | Dato 26.02.07 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-26347 | Sider Pris 48 |
| Forfatter(e) John Arthur Berge Hans Christer Nilsson Mats Walday | Fagområde Marine Miljøgifter | Distribusjon |
| | Geografisk område Oslofjorden | Trykket NIVA |

| | |
|---|--|
| Oppdragsgiver(e) Statens Vegvesen, Region øst (SVRØ) | Oppdragsreferanse Marianne Aam Ness |
|---|--|

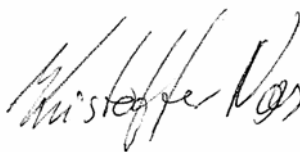
Sammendrag

Rene leirmasser fra graving av trase for senketunnel i Oslo havn skal deponeres på ca 50 m dyp i Bekkelagsbassenget. Hensikten er å bli kvitt overskuddsmasser og å overdekke forurensede sedimenter. Tillatelse til deponering er gitt i en utslippstillatelse fra SFT. Tillatelsen fordrer en undersøkelse av førtilstanden. I denne rapporten presenteres resultatene fra førundersøkelsen som dekker biologisk registrering ved bruk av sedimentprofilkamera (SPI), analyser av miljøgifter i sediment og biologisk registrering ved bruk av undervannsvideo. SPI bildene fra området i og i nærheten av prøvedeponeringsområdet viste at sedimentoverflaten var dekket av et 0,5-2 cm tykt lag av partikler oppvirket under prøvedeponeringen. Området som var påvirket av nedslammingen, anslås å strekke seg ut til 200-300 m fra selve deponeringspunktene. Sedimentene i det planlagte deponeringsområdet var meget bløte og inneholdt mye kadmium, kobber og kvikksølv (markert forurensset), PCB (moderat til sterkt forurensset), PAH (markert til sterkt forurensset) og TBT (sterkt forurensset). Registreringene med video ved Ormøya og Rambergøy avdekket lite til moderat nedslamming på 0-10 meters dyp, mens fjellbunnen i dypere partier kunne være til dels betydelig nedslammet. Registreringene ved Bleikøyflu viste også en betydelig nedslamming i de dypere deler. Erfaringene fra prøvedeponeringen viser at det er usikkert i hvilken grad deponeringen av leirmasser i Bekkelagsbassenget vil gi en miljøgevinst av betydning. Usikkerheten skyldes oppvirkning av forurenset bunnmateriale som følge av deponeringen, samt i hvilken grad leiren vil synke ned i det eksisterende bunnsedimentet. En tett og gjentatt systematisk utlegging av leirmasser vil imidlertid kunne bote på dette slik at en miljøgevinst kan oppnås.

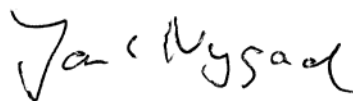
| | |
|---------------------|-----------------------|
| Fire norske emneord | Fire engelske emneord |
| 1. Deponering | 1. Deposition |
| 2. Overdekking | 2. Capping |
| 3. Spredning | 3. Dispersion |
| 4. Miljøgifter | 4. Contaminants |



John Arthur Berge
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygaard
Ansvarlig

Utlekking av rene leirmasser i Bekkelagsbassenget

-

førundersøkelse

Forsidebilde: Sedimentprofilkamera (SPI). Hans Christer Nilsson gjør klar til nedlasting av bilde fra SPI til PC (Foto: John Arthur Berge).

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble på basis av et programforslag av 6/08-06 engasjert av Statens Vegvesen, Region øst (SVRØ) til å utføre førundersøkelser i forbindelse med planlagt bruk av rene overskuddsmasser til deponering/overdekking av forurensede sedimenter i Bekklagsbassenget. Kontaktperson hos SVRØ har vært Turid Winther-Larsen og Marianne Aam Ness. Feltarbeidet knyttet til SPI-undersøkelsene og innsamling av sedimenter er gjennomført av Hans Christer Nilsson og John Arthur Berge ved bruk av forskningsfartøyet "Bjørn Føyn". Feltarbeidet knyttet til ROV-undersøkelsene er gjennomført av Tom Christian Mortensen og John Arthur Berge. Gjennomgangen av videoopptakene tatt under vann i og rundt deponeringsområdet er gjort av Mats Walday. Hovedansvaret for rapportering fra henholdsvis SPI-, sediment- og ROV-undersøkelsene har vært Hans Christer Nilsson, John Arthur Berge og Mats Walday.

Oslo, 26.02. 2007

John Arthur Berge

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Innledning | 8 |
| 1. Feltarbeid og metoder | 9 |
| 1.1 Feltarbeid | 9 |
| 1.1.1 Sedimentprofilkamera og innsamling av sediment | 9 |
| 1.2 Kjemisk analyser av sediment | 11 |
| 1.2.1 ROV-undersøkelser | 11 |
| 2. Resultater | 12 |
| 2.1 Biologisk registrering ved bruk av sedimentprofilkamera | 12 |
| 2.2 Kjemisk analyser av sediment | 15 |
| 2.2.1 Metaller i sediment | 16 |
| 2.2.2 Polyklorerte bifenyler (PCB) i sediment. | 19 |
| 2.2.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sediment | 22 |
| 2.2.4 Tinnorganiske forbindelser i sediment | 27 |
| 2.3 Registrering ved bruk av ROV | 31 |
| 2.3.1 Biologisk registrering av hardbunn | 31 |
| 2.4 Registrering ved utslippspunkt for renseanlegg | 37 |
| 2.5 Registrering i prøvedumpingsområde | 38 |
| 3. Konklusjoner | 39 |
| 4. Referanser | 41 |
| 5. Vedlegg | 42 |
| 5.1 Vedlegg A | 42 |
| 5.2 Vedlegg B. | 43 |
| 5.3 Vedlegg C | 47 |

Sammendrag

I forbindelse med graving av trase for senketunnelen i Bispevika/Bjørsvika tas det opp store mengder rene leirmasser. Disse massene er tenkt brukt til overdekking av forurensede sedimenter i indre område av Oslo havn. I tilfeller der slike områder ikke er klare for overdekking eller det av en eller annen grunn ikke er annen anvendelse for leirmassene, er de tenkt deponert i Bekkelagsbassenget. En slik deponering er også antatt å medføre en overdekking av de forurensede sedimentene i området. Tillatelse til deponering av dekkmasser i Bekkelagsbassenget er gitt i en utslippstillatelse fra SFT. Tillatelsen tillater deponering av inntil 650000 m³ rene leir- og siltmasser. Deponeringen/tildekking i Bekkelagsbassenget vil skje fra splittlekter. Områdene hvor det er planlagt overdekking har et areal på 250000 m² i Bekkelagsbassenget og ligger i ca 50 m dyp.

Utslippstillatelse fordrer blant annet gjennomføringen av en førundersøkelse som skal inneholde biologiske registreringer og kjemisk analyse av sedimenter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble engasjert av Statens Vegvesen, Region øst (SVRØ) til å utføre denne førundersøkelsen. Førundersøkelsen hadde følgende fagelementer:

- Biologisk registrering ved bruk av sedimentprofilkamera (SPI)
- Kjemisk analyser av sediment
- Biologisk registrering av hardbunn ved bruk av undervannsvideo fra ROV

I denne rapporten presenteres resultatene fra førundersøkelsen som ble gjennomført 9 (SPI og innsamling av sediment) og 14 dager (ROV undersøkelser) etter en prøvedeponering av 5 lass med rene leirmasser fra splittlekter foretatt 7/9-06. I tillegg presenteres også resultater fra opptak med undervannsvideo fra utslipsarrangementet til Bekkelaget renseanlegg og området der det ble foretatt prøvedeponering.

Sedimentprofilkamera (SPI): Teknikken kan sammenliknes med et omvendt periskop som tar et bilde av de øverste desimeterne av sedimentet. Ut fra en analyse av bildene tatt av sedimentet med SPI-kamera bestemmes en BHQ-indeks (Benthic Habitat Quality). Indeksen beregnes ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. BHQ viste at bunnforholdene i undersøkelsesområdet varierte mellom god og meget dårlig. En tydelig dybdegradient ble observert med dårligere bunnforhold i dypområdet vest for det planlagte deponeringsområdet. Ved 2 stasjoner i den nordre delen av området og delvis utenfor det planlagte deponeringsområdet ble de beste forholdene observert med tett dekke av børstemarkrør og litt sandigere og fastere substrat. På fire av stasjonene så en klare spor av prøveoverdekkingen med rene leirmasser. SPI-bildene fra området i og i nærheten av prøvedeponeringsområdet viste at sedimentoverflaten var dekket av et 0,5-2 cm tykt lag av partikler oppvirvlet under prøvedeponeringen. Området som var påvirket av denne nedslamning anslås til å strekke seg ut 200-300 m fra selve prøvedumpingspunktene. Videoopptak viste også at deponeringsområdet var preget av leirklumper i ulike størrelser som lå delvis nedsunket i bunnsedimentene.

Sedimenttype og innhold av organisk karbon. Innsamlingen med påfølgende fysisk/kjemiske analyser avdekket at sedimentene i det planlagte deponeringsområdet var meget bløte. Sedimentet bestod i hovedsak av partikler med en partikkelstørrelse på mindre enn 63 µm, hadde et lavt tørrstoffinnhold (20-32 %) og høyt innhold av organisk karbon. På grunnlag av kriterier for norske fjorder og kystfarvann og sedimentets innhold av organisk karbon kunne sedimentets miljøtilstand i hovedsak karakteriseres som meget dårlig.

Metaller i sediment: Det var relativt lave konsentrasjoner av krom i alle prøver fra det planlagte deponeringsområdet (ubetydelig til moderat forurensset i hht SFTs kriteriene for miljøkvalitet i norske

fjorder og kystfarvann fra 1997). Området var noe mer belastet (moderat forurenset) med nikkel, sink og i hovedsak også bly og mest belastet med kadmium, kobber og kvikksølv. Med unntak av en prøve kunne hele området karakteriseres som markert forurenset med disse 3 metallene. For metallene kvikksølv, krom, kadmium og delvis også kobber var det en tendens til at konsentrasjonen i topplaget (0-5 cm) var lavere enn i prøver fra to sjikt (5-10 og 10-20 cm) lenger ned i sedimentet.

PCB: Konsentrasjonen av Σ PCB₇ (summen av kongenerene CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 153, CB 138 og CB 180) varierte fra 17,1 µg/kg t.v. (moderat forurenset) til 239,4 µg/kg t.v. (sterkt forurenset i hht SFTs kriterier fra 1997). Det var en tendens til at konsentrasjonen av PCB var lavest i overflatesedimentet (moderat til markert forurenset) og høyere og mer varierende (moderat til sterkt forurenset) i det underliggende sedimentet (analyser ble gjennomført på prøver ned til 20 cm). På de 5 undersøkte stasjonene i deponeringsområdet var prosentfordelingen av de ulike PCB forbindelsene relativt lik og det var heller ikke noen store forskjeller i PCB-fordelingen i de ulike dyp av sedimentet.

PAH: Konsentrasjonen av Σ PAH varierte fra 2032 µg/kg t.v. til 6688 µg/kg t.v. Konsentrasjonsnivåene var såpass høyt at sedimentet i en prøve kunne karakteriseres som sterkt forurenset, mens de øvrige prøver kunne karakteriseres som markert forurenset. Konsentrasjonsnivået av Benzo(a)pyren (BaP) i 2 av prøvene kunne karakteriseres som meget sterkt forurenset, mens de øvrige prøver kunne karakteriseres som markert forurenset. Både for Σ PAH og for BaP ble den høyeste konsentrasjonen observert i en overflateprøve ca 200 m fra utslippspunktet til Bekkelaget renseanlegg. Konsentrasjonen i denne overflateprøven avvek en del fra de øvrige overflateprøver. Ser man bort fra denne prøven var det en tendens til at konsentrasjonsnivået var noe lavere i overflatesedimentet enn i dypere liggende lag. Komponent sammensetningen var imidlertid omtrent den samme i alle 5 overflateprøver.

TBT: Tributyltinn (TBT) er en forbindelse som tidligere har vært brukt som begroingshindrende middel på småbåter og som fremdeles kan forekomme på skroget av større skip. Konsentrasjonen av TBT i sedimentene varierte fra 100 µg/kg t.v. til 490 µg/kg t.v. Konsentrasjonene av TBT var så høye at alle prøver med ett unntak kunne karakteriseres som meget sterkt forurenset.

Til forskjell fra kvikksølv, krom, kadmium, delvis kobber, PCB, PAH og BaP så var konsentrasjonen av TBT høyest i overflatesedimentet med betydelig lavere konsentrasjoner i de to øvrige dybdeintervaller. Forskjellen kan skyldes at TBT fremdeles tilføres i betydelige mengder, mest sannsynlig fra skip, mens det de senere årene har vært en reduksjon i tilførselen av kvikksølv, krom, kadmium, PCB og PAH som tilføres fra diverse mer diffuse kilder.

Organismer og nedslammingsgrad: Videoregistreringer ved Ormøya, Rambergøy og Bleikøyflu ble gjennomført med målsetting om å registrere dagens forekomst av hardbunnsorganismer og nedslammingsgrad. Nedslammingsgraden var i deler av transektene vanskelig å fastslå fordi det var et betydelig innslag av bløtbunn. Registreringene ved Ormøya og Rambergøy avdekket lite til moderat nedslamming i de øverste 0-10 meterne, mens fjellbunnen i dypere partier var til dels betydelig nedslammet. For registreringene ved Bleikøyflu var det også en betydelig nedslamming i de dypere deler.

Faunaen som ble observert ved Ormøya, Rambergøy og Bleikøyflu var noe forskjellig. Faunaen (evtebratene) som ble registrert var imidlertid i mange tilfeller av en type som ernærer seg ved filtrering og som derfor kan være sårbare for store mengder partikler av uorganisk opprinnelse. Selv på relativt nedslammet fjellbunn ved Ormøya og Bleikøyflu var det forekomster av sjønellik (*Metridium senile*). Trekantmark ble observert på alle tre områder (ved Bleikøyflu kun på nordgående transekt). Fjell og stein på Bleikøyflu hadde også påvekst av sjørøser (*Prostanthea simplex*). Denne arten ble imidlertid ikke observert på Ormøya og Rambergøy.

Sylindersjørosen (cf. *Cerianthus lloydii*) ble observert på bløtbunn fra 13-19 m dyp og videre nedover på alle tre områdene. På alle tre områdene var det bløtbunn med rørbyggende børstemark (c.f. *Polydora ciliata*) i området dypere enn ca 20-25 m. Ved Ormøya og Bleikøylflu var det også bakteriebelegg (*Beggiato sp*) på sedimentet i dypområdet, noe som tyder på stor tilførsel av organisk materiale og reduserende forhold i sedimentet.

Utslippspunktet til Bekkelaget renseanlegg: Anlegget har to rørledninger med utslipp til Bekkelagsbassenget. Registrering med ROV ble gjennomført for å se hvordan utslippsarrangementet så ut før prøvedeposeringen. Det ble filmet på bløtbunnen rundt rørledningen og på selve rørledningen nær og på utslippspunktet. Generelt sett må området der utslippsarrangementet ligger anses å være relativt sterkt belastet, blant annet med partikler fra utslippsvannet. Partikkelbelastningen så imidlertid ikke ut til å ha ført til noen massiv nedslamming av selve utslippsarrangementet. Rørledningen hadde imidlertid kraftig påvekst av sjønellik (*Metridium senile*), påfuglmark (*Sabella pavonina*), *Prothanthea simplex*, hydroider og rørbyggende børstemark (cf. *Polydora ciliata*). Der var også spredt forekomst av sekkyret *Ciona intestinalis* og en annen uidentifisert art. Rundt rørmunningen vokste det også blåskjell, som vanligvis ikke opptrer på dette dyp. Et stykke av rørledningen var så godt som uten påvekstorganismer. Mulige forklaringer på dette kan være at et stykke av rørledningen nylig har blitt skiftet ut.

Konklusjoner: Førundersøkelsen har avdekket at det planlagte deponeringsområdet har relativt høye miljøgiftkonsentrasjoner. Sedimentene var meget bløte og erfaringene fra prøvedeposeringen viser at de lett lar seg virvle opp ved den anvendte deponeringsmetoden (klumper av leire fra splittlekter). De deponerte rene massene vil derfor etter deponering kunne bli dekket av et lag med forurensede partikler fra det forurensede sedimentet som allerede er i området. Dette peker i retning av at det er tvilsomt om vesentlig lavere miljøgiftkonsentrasjoner vil opptre i overflatesedimentet i første fase av deponeringen. Graden av innsynkning av leirklumper i det eksisterende, meget bløte sedimentet og forekomst av forurenset sediment oppå de rene leirmassene vil derfor være avgjørende for i hvilken grad deponeringen vil gi en stor miljøgevinst i form av reduserte nivåer av miljøgifter i overflatesedimentet. En tett og gjentatt systematisk utlegging av rene leirmasser vil imidlertid redusere forekomsten av forurenset oppvirvlet materiale opp på de deponerte leirmassene og øke forekomsten av ren leire i den øvre delen av den nye bunnen.

Innledning

I forbindelse med graving av trase for senketunnelen i Bispevika/Bjørsvika tas det opp store mengder rene leirmasser. Disse massene er fortrinnsvis tenkt brukt til overdekking av forurensede sedimenter i indre område av Oslo havn. I tilfeller der slike områder ikke er klare for overdekking eller det av en eller annen grunn ikke er annen anvendelse for leirmassene, er de tenkt deponert i Bekkelagsbassenget med dertil følgende overdekking av de forurensede sedimentene i området. Tillatelse til deponering av dekkmasser i Bekkelagsbassenget er gitt i en utslippstillatelse av 21.06.06 fra SFT. Denne tillater deponering av inntil 650000 m³ rene leir- og siltemasser. Deponeringen i Bekkelagsbassenget skal imidlertid bare finne sted i den grad massene ikke lar seg nytte til tildekking i Bjørsvika/Bispevika eller i en mer helhetlig tildekking i Oslo havn. Deponeringen/tildekking i Bekkelagsbassenget vil skje fra splittlekter. Områdene hvor det er planlagt overdekking dekker et areal på 250000 m² i Bekkelagsbassenget. Ved utlegging tas det i utgangspunktet sikte på et overdekkingslag på ca 1 m.

Utslippstillatelse av 21.06.06 fordrer blant annet gjennomføringen av en førundersøkelse som skal inneholde biologiske registreringer og kjemisk analyse av sedimenter. I følge utslippstillatelsen skal registreringene gjentas etter at deponeringen er avsluttet. I de avsluttende undersøkelsene skal også omfang av eventuell nedslamming av nærområder til deponiet kartlegges.

I et tilbud av 06/08-06 til SVRØ beskrev NIVA undersøkelser som skulle dekke kravene til en før- og etterundersøkelse.

Formålet med før- og etterundersøkelsene som NIVA la opp til var:

1. Få en beskrivelse av forekomst av bløtbunnsfaunarelaterte strukturer i sedimentet i området før og etter overdekking
2. Registrere hvilke miljøgiftkonsentrasjoner som opptrer i sedimentet som skal overdekkes
3. Registrere hvilke miljøgiftkonsentrasjoner som opptrer i sedimentet etter overdekking
4. Kartlegge omfang av eventuell nedslamming av nærområder til deponiet

Forslaget ble godtatt av SVRØ og NIVA fikk i oppdrag å gjennomføre førundersøkelsen. Førundersøkelsen hadde følgende fagelementer:

- Biologisk registrering ved bruk av sedimentprofilkamera
- Biologisk registrering av hardbunn ved bruk av ROV
- Kjemisk analyse av sediment

I denne rapporten presenteres resultatene fra denne førundersøkelsen som imidlertid ble gjennomført etter en prøve-deponering av 5 lass med ren leire fra splittlekter foretatt 7/9-06.

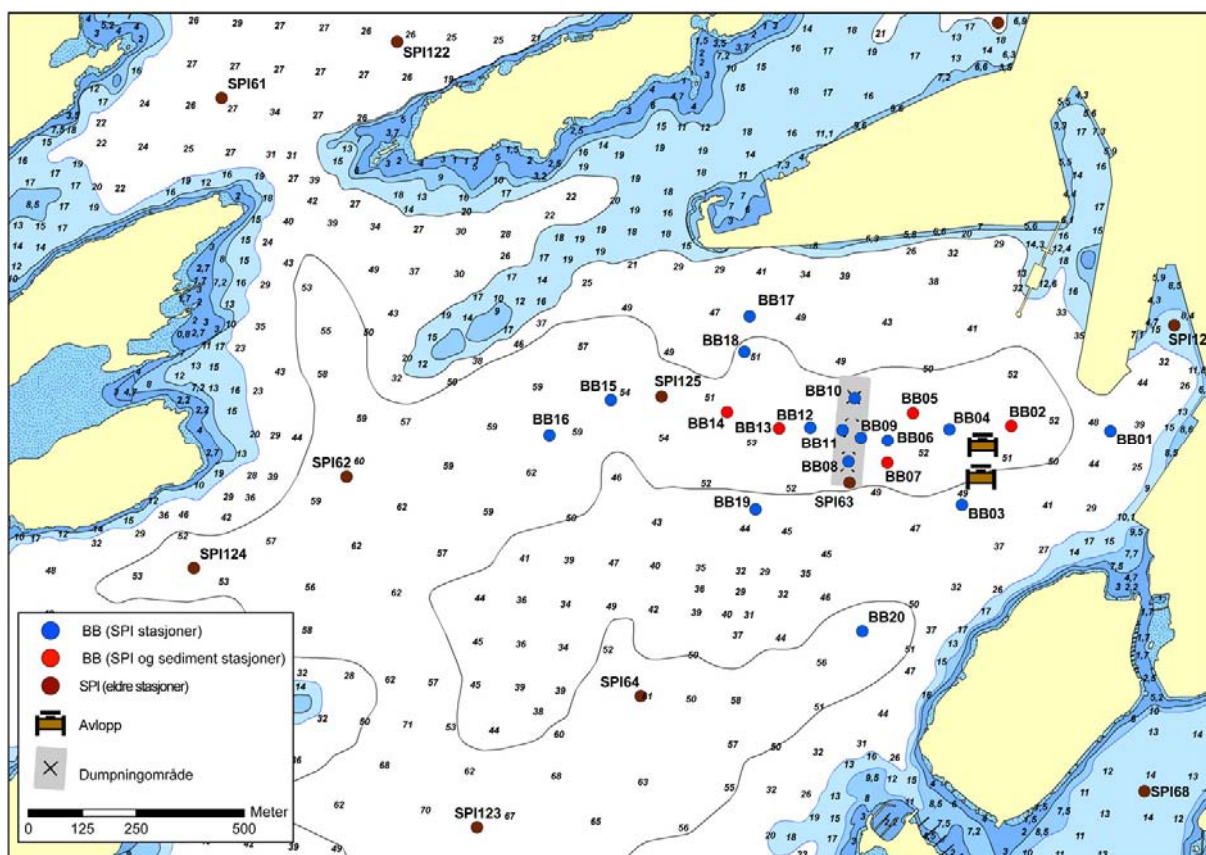
1. Feltarbeid og metoder

1.1 Feltarbeid

1.1.1 Sedimentprofilkamera og innsamling av sediment

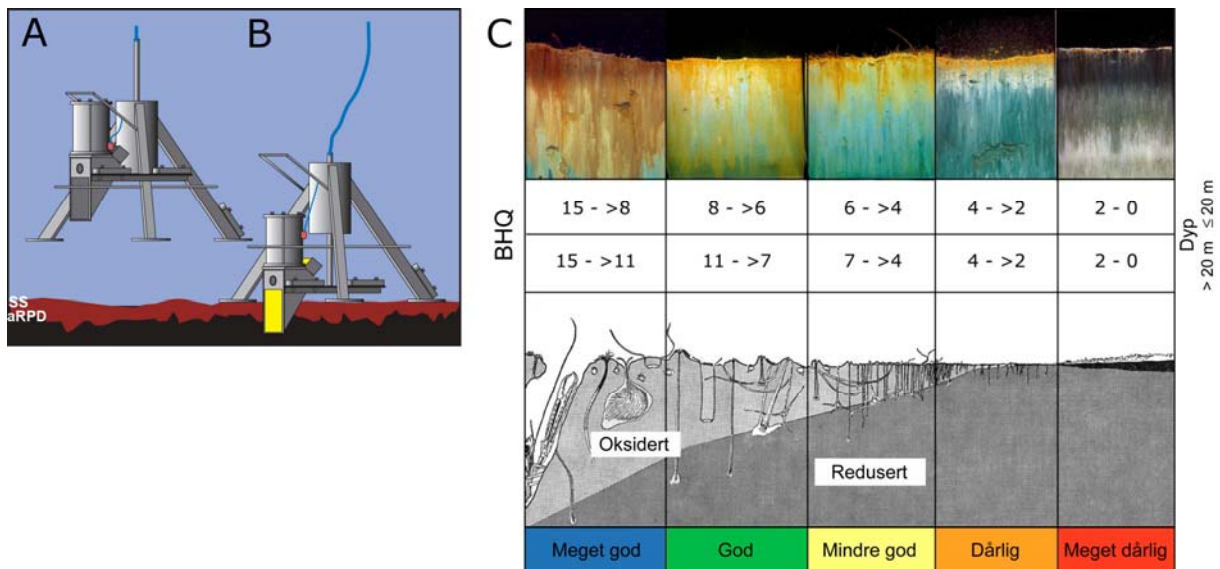
Feltarbeidet knyttet til fotografering med sedimentprofilkamera (Sediment Profile Imaging; SPI) og innsamling av sedimenter for miljøgiftanalyse ble gjennomført 16. september 2006 fra 'Bjørn Føyn' tilhørende Universitetet i Oslo. Bilde av SPI kamera ses på rapportens forside.

Stasjonsplasseringen er vist i **Figur 1**, mens posisjoner, vanndyp og analyse av SPI-bilde for alle stasjoner i denne undersøkelsen er gitt i Vedlegg A. I **Figur 1** vises også området der det ble foretatt prøvedeposering 7/9-06 og lokalisering av de to utslippspunktene fra Bekkelaget renseanlegg.



Figur 1. Stasjonsplassering, type av prøvetak (SPI-bilde og prøvetak av sediment), prøvedeposering og utslippspunkt for de to avløpene fra Bekkelagets renseanlegg. Stasjoner merket BB01 – BB20 er fra denne undersøkelsen og stasjoner merket SPI er fra tidligere undersøkelser.

Teknikken som benyttes ved anvendelse av SPI kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste dm av sedimentet. Bildet, som blir 17,3 cm bredt og 26 cm høyt, tas nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet. Et digitalt kamera med blits er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben (**Figur 2**). Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses ca. 20 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil hvilket til sammen utgjør prismet. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger av overflatesedimentet.



Figur 2. Prinsippskisse for SPI-kamera og bilde analyse. (A) Kamera og rigg over bunnen (SS = sediment overflate og aRPD = grense mellom det bioturberte oksiderte sediment lagret og redusert sediment [apparent redox potential discontinuity]). (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og bildet eksponeres. (C) Figuren over viser en modell av endringer i faunatype fra upåvirkede bunnsedimenter med en rik, dypt gravende fauna (Meget god) til en grunt levende, fattig fauna i påvirkede områder (Meget dårlig). Sedimentprofilbilde er vist i toppen av figuren, der brunt farget sediment indikerer oksidert bioturberte sediment og sorte reduserte forhold. BHQ-miljøkvalitet indeks for vanddyb ≤ 20 meter og > 20 m er i henhold til EUs vanndirektiv for marine sedimenter (Pearson og Rosenberg 1978, Nilsson og Rosenberg 1997, Rosenberg m. fl. 2004, Nilsson og Rosenberg 2006).

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks) ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen belyser derfor forekomsten av de bunnfaunarelaterte strukturer som opptrer i sedimentet og fysisk/kjemiske forhold. BHQ baserer seg imidlertid ikke på artsbestemmelse av de organismene som befinner seg i sedimentet, slik som tradisjonelle bløtbunnsundersøkelser. BHQ-indeksen varierer på en skala mellom 0 og 15 og kan sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksessjon. Fra denne modellen klassifiseres bunnmiljøet i henhold til retningslinjer i EUs vannrammedirektiv (Rosenberg m. fl. 2004). En mer detaljert beskrivelse av bruken av SPI-kamera og beregning av BHQ er gitt i Nilsson og Rosenberg 2006.

Registrering med ROV med et påmontert kamera ble gjennomført fordi de avsluttende etterundersøkelsene ifølge utslippstillatelsen også skal omfatte registrering av eventuell nedslamming av nærområder til deponiet. Det endelige formålet med registreringen var derfor å avdekke eventuell negativ påvirkning som nedslamming på hardbunnsområder fra overdekkingsarbeidene i Bekklegsbassenget. For å kartlegge en eventuell nedslamming fra deponering/overdekkingsarbeidene må en ha foretatt en et sammenligningsgrunnlag. Forundersøkelsen ble derfor gjort for å få et slikt sammenligningsgrunnlag.

1.2 Kjemisk analyser av sediment

For å kartlegge konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentet før deponering/overdekking ble det tatt sedimentkjerner på 5 punkter (**Figur 1**). Ved prøvetakingen ble det lagt vekt på å unngå området der det hadde vært foretatt prøvedeponering. Kjernene ble tatt med en Geminicorer som tar to parallelle sedimentprøver, hver med en diameter på 10 cm. På alle 5 kjernene ble de øverste 0-5 cm analysert og på 3 av dem ble det i tillegg analysert på 5-10 cm og 10-20 cm intervallet (se Tabell 1). Totalt ble det analysert for syv kongenerer av polyklorerte bifenyl (PCB), 18 ulike polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), tinnorganiske forbindelser (derunder også tributyltinn og trifenylyltinn) og metaller (Hg, Pb, Cd, Cu, Cr, Zn, Ni). Disse forbindelser ble analysert i 11 prøver totalt. Som støtteparametere ble det også analysert for prosent tørrstoff, partikkelstørrelse (<63 µm fraksjon) og mengde total organisk karbon (TOC). En oversikt over de ulike dybdeintervaller som ble analysert ses i **Tabell 1**.

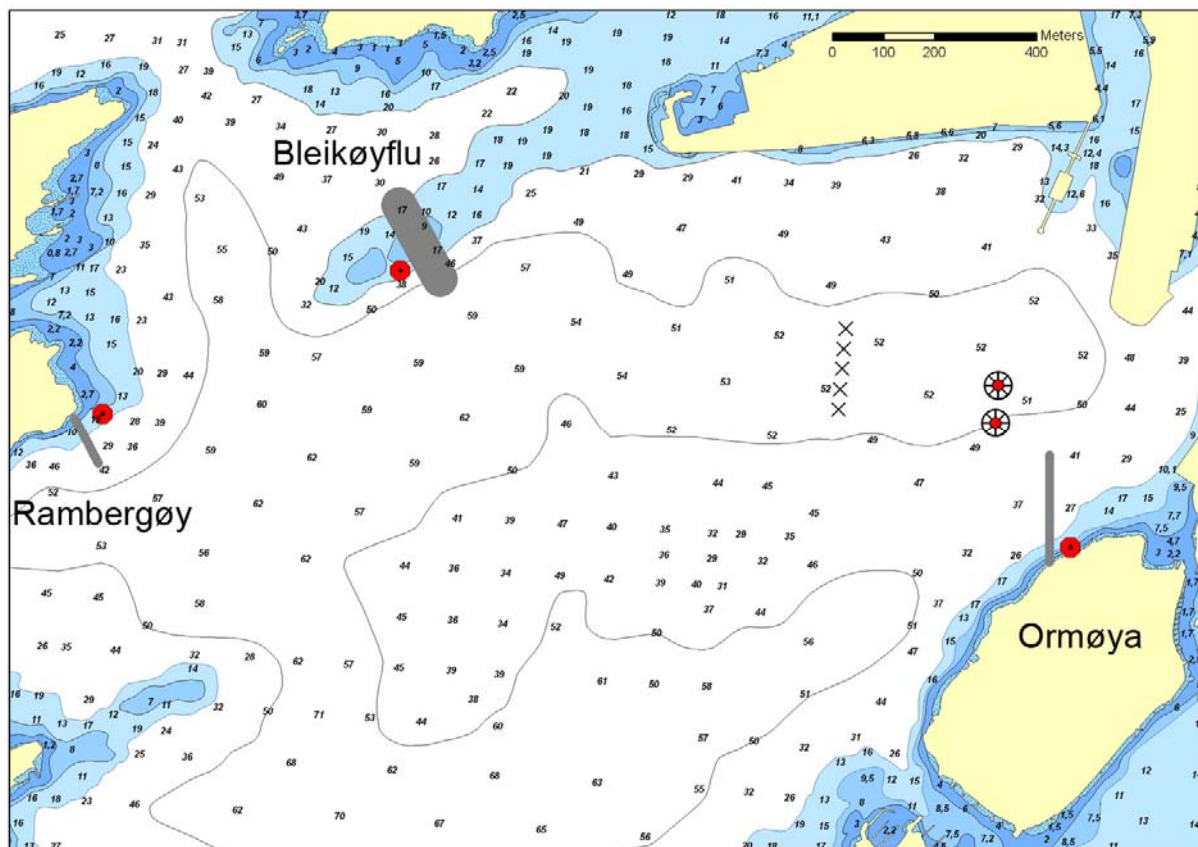
Tabell 1. Tabell som viser hvilke dybdeintervaller av sedimentet som ble analysert på de enkelte prøver. Prøvetakingspunkt for de enkelte prøver ses i Figur 1.

| Prøve nr | 0-5 cm | 5-10 cm | 10-20 cm | |
|----------|--------|---------|----------|--|
| BB2 | x | | | |
| BB5 | x | x | x | |
| BB7 | x | | | |
| BB13 | x | x | x | |
| BB14 | x | x | x | |

1.2.1 ROV-undersøkelser

Feltarbeidet knyttet til disse undersøkelser ble gjennomført 21/09-06 fra en mindre båt tilhørende NIVA. Transekt med ROV for registrering av flora og fauna samt graden av nedslamming ble kjørt på 3 lokaliteter (Ormøya, Rambergøy og Bleikøyflu) (**Figur 3**). Transektene ble lagt fra båt oppankret i et grunnområde med hardbunn og ned i retning av deponiområdet (Ormøya, Bleikøyflu). Det vestlige transektet ved Søndre Langøy (til dels også den nordre delen av transektene ved Bleikøyflu) er i hovedsak ment som en kontrolllokalitet. På basis av bildene ble det ved en senere gjennomgang av bildene gjort nedtegninger av de dominerende hardbunnsorganismer og graden av nedslamming ble også beskrevet.

Det ble også gjort et forsøk på å kartlegge forekomst av organismer og nedslammingsgrad på enden av utslippsledning(e) fra Bekkelaget renseanlegg. ROVen ble også benyttet til å registrere hvordan forholdene var på bunnen etter prøvedumpingen foretatt 21/9-06.



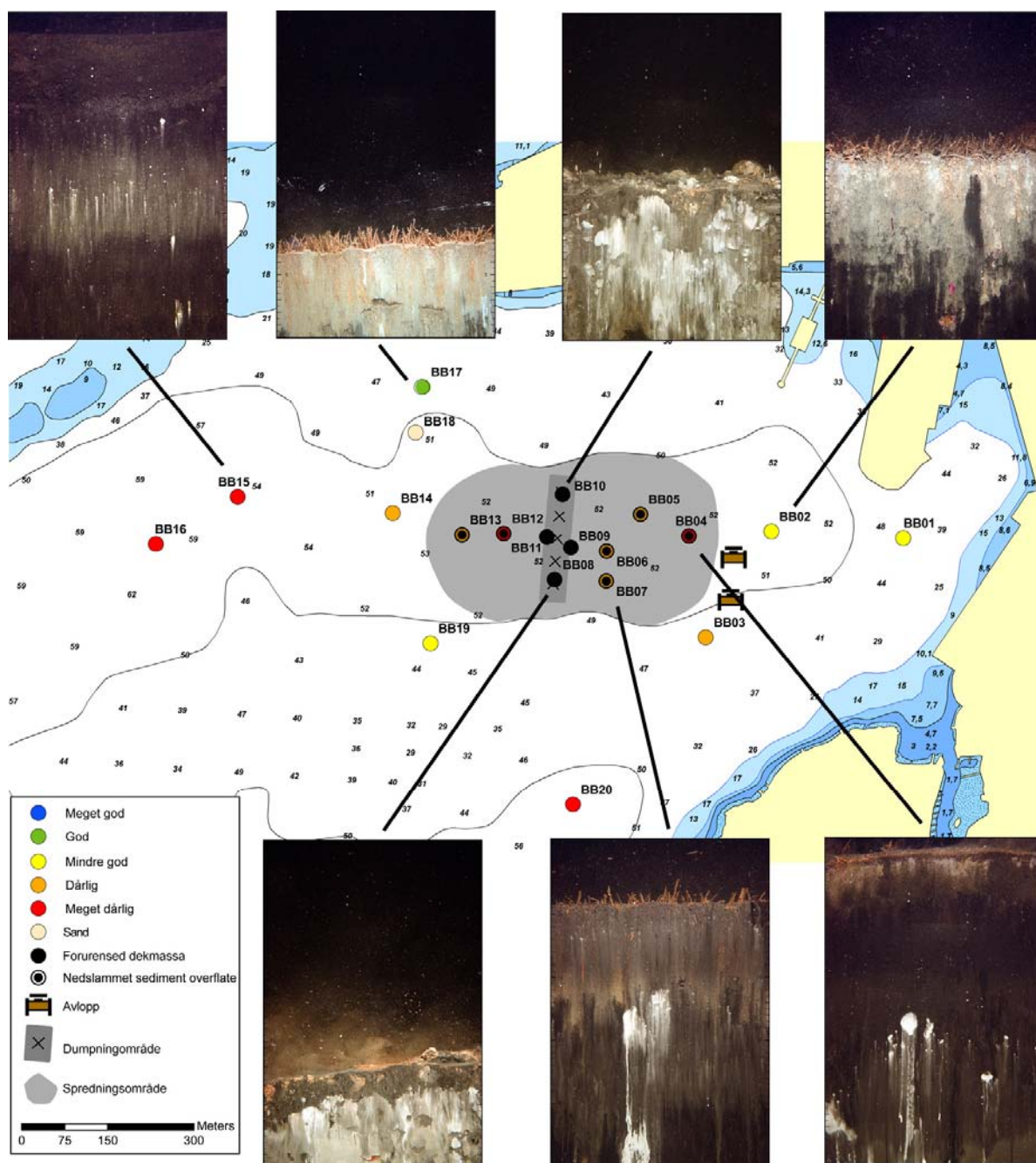
Figur 3. Figur som viser områder/transekt for registrering med ROV i Bekkelagsbassenget 21/9-06. Sirkulære røde punkter med sort senter angir oppankringspunkt for båt. Grå markering angir omtrentlig område for registrering. Kryss angir punkter der det tidligere er foretatt prøvedeponering. Hjulformet symbol med rødt senter angir utslippspunktet for avløp fra Bekkelaget renseanlegg.

2. Resultater

2.1 Biologisk registrering ved bruk av sedimentprofilkamera

Ved totalt 16 av 20 stasjoner ble sedimentprofilbildene analysert for BHQ-indeks (**Figur 3**). Bunnforholdene i området varierte mellom god og meget dårlig. En tydelig dybdegradient ble observert med dårligere forhold i dypområdet. Fire av stasjonene (BB8, BB9, BB10, BB11) lå i selve området for prøvedumping med forstyrret sediment på overflaten, som umuliggjorde analyse av BHQ-indeks. Ved stasjonene BB17 og BB18 i de nordre delen av området ble de beste forholdene observert

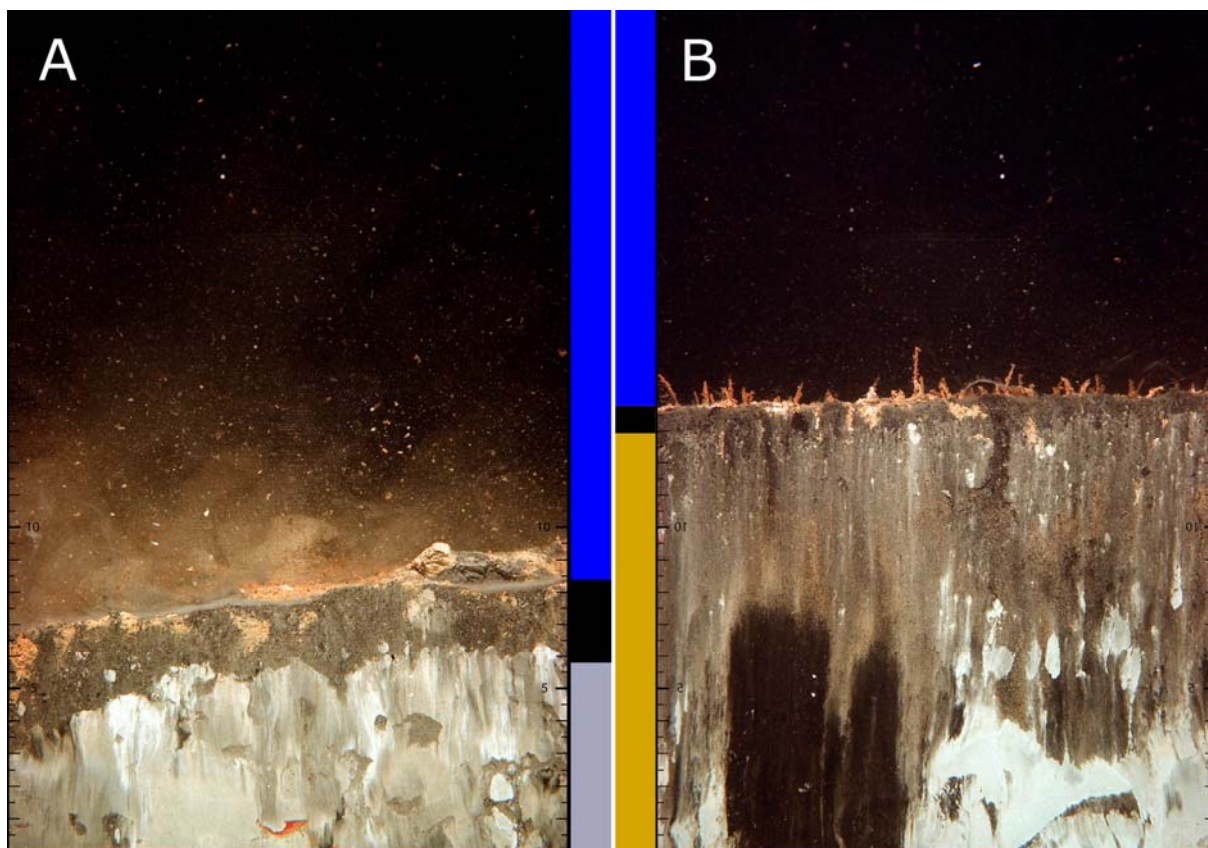
med tett dekke av børstemarkrør og litt sandigere og fastere substrat. Sett under ett er bunnforholdene relativt bløte i hele området, noe som tyder på høy organisk belastning.



Figur 3. Tilstandsklasser av bløtbunnfauna i henhold til BHQ-indeksen (se tekst til Figur 2) og eksempel på SPI-bilder fra utvalgte stasjoner. Stasjoner markert med sort sirkel er direkte påvirket av dumping og er ikke analysert for BHQ-indeks. En liten indre sort sirkel viser stasjoner der det ble funnet indikasjoner på sedimentasjon av oppvirket sediment.

Sedimentprofilbildene fra området i og i nærheten av prøvedumpeområdets viste at sedimentoverflaten ble dekket av et sort 0,5-2 cm tykt sedimentlag, som sannsynlig skyldes sedimentering av partikler oppvirket under prøvedumping. Figur 4 viser to SPI-bilder, en i dumpeområdet (A: stasjon BB 8) og en ca. 90 m fra det sentrale dumpeområdet (B: stasjon BB 6). Begge bilder viser tydelige tegn på

nedslamming (sort lag av løst sediment på overflaten) og særlig på BB8. Dette sorte laget som ses i **Figur 4** består mest sannsynlig av overflatesediment fra prøvedeponeringsområdet som har resedimentert etter at prøvedumpingen var avsluttet. Det totale arealet som er påvirket av nedslamming er anslått til å være ca. 5 - 10 ganger så stort som prøvedeponeringsområdet (**Figur 3**).



Figur 4. (A) SPI-bilde fra stasjon BB8. Blå = vannsøyle, sort = nedlammet overflatesediment og grå = dumpet sediment. (B) SPI bilde fra BB6. Blå = vannsøyle, sort = nedlammet overflatesediment og brun = naturlige sediment.

2.2 Kjemisk analyser av sediment

Prøvtakingen for miljøgiftanalyse på stasjonene BB2, BB5, BB7, BB13, BB14 avdekket at sedimentene var meget bløte. Dette bekreftes ved at de hadde et relativt lavt tørrstoffinnhold (**Tabell 2**). Sedimentet i de dypere deler av de innsamlede kjerner var i hovedsak sort, mens overflatesedimentet hadde noe varierende farge (brunt/grått) (se resultatene fra SPI). Sedimentet bestod i hovedsak av partikler med en partikkelstørrelse på mindre enn 63 µm og innholdet av organisk karbon var høyt. Ut fra sedimentets innhold av organisk karbon (TOC_{kor}) kunne sedimentet i hovedsak karakteriseres som i meget dårlig tilstand (**Tabell 2**).

Tabell 2. Tørrstoff innhold (TTS), kornstørrelse (mindre enn 63 µm fraksjonen), totalmengden organisk karbon (TOC), totalmengden organisk karbon korrigert for innholdet av finstoff (TOC_{kor}) i sediment fra stasjoner i Bekkelagsbassenget. For 3 av stasjonene er også dypereliggende lag av sedimentet analysert. Data for totalmengden organisk karbon korrigert for innholdet av finstoff (TOC_{kor}) er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Til beregning av TOC_{kor} er følgende formel benyttet: $TOC_{\text{kor}} = TOC + 18(1-F)$ hvor F er andelen finstoff i sedimentet.

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

| | | | |
|---|---|---|--|
| <20 I. Meget god | 20-27 II. God | 27-37 III. Mindre god | 34-41 IV. Dårlig |
| <41 V. Meget dårlig | Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres | | |

| Stasjon | Sedimentdyp (cm) | TTS (%) | <63 µm fraksjonen (% t.v.) | TOC (µg/mg C TS) | TOC_{kor} µg/mg |
|---------|---------------------|------------|-------------------------------|---------------------|-----------------------------|
| BB14 | 0-5 | 23,4 | 49 | 46,3 | 55,48 |
| BB14 | 5-10 | 29,5 | 95 | 43,3 | 44,2 |
| BB14 | 10-20 | 25,6 | 93 | 40,2 | 41,46 |
| BB13 | 0-5 | 19,6 | 83 | 47,1 | 50,16 |
| BB13 | 5-10 | 27 | m | 46,7 | |
| BB13 | 10-20 | 21,9 | 90 | 43,5 | 45,3 |
| BB7 | 0-5 | 28,9 | 69 | 38,6 | 44,18 |
| BB5 | 0-5 | 23,2 | 82 | 47,6 | 50,84 |
| BB5 | 5-10 | 32,1 | 94 | 30,8 | 31,88 |
| BB5 | 10-20 | 25,4 | 88 | 70,8 | 72,96 |
| BB2 | 0-5 | 25,3 | 61 | 66,9 | 73,92 |

2.2.1 Metaller i sediment

Konsentrasjonen av metaller i sedimentet fra Bekkelagsbassenget ses i **Tabell 3**. Det var relativt lave konsentrasjoner av krom i alle prøver (ubetydelig til moderat forurenset), mens sedimentprøvene var noe mer belastet (moderat forurenset) med nikkel, sink og i hovedsak også bly (**Tabell 3**). Området var imidlertid relativt sett mest belastet med kadmium, kobber og kvikksølv og med unntak av en prøve kunne hel området karakteriseres som markert forurenset med disse 3 metallene.

For metallene kvikksølv, krom, kadmium og delvis også kobber var det en tendens til at konsentrasjonen økte nedover i sedimentet (se **Figur 4**), mens en slik økning ikke kunne observeres eller mer utydelig for nikkel, bly og sink (se **Figur 5**).

Tabell 3. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ t.v.) av metaller i sediment fra stasjoner i Bekkelagsbassenget. Data fra de enkelte prøver er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:



I. Ubetydelig-lite forurenset



II. Moderat forurenset



III. Markert forurenset



IV. Sterkt forurenset



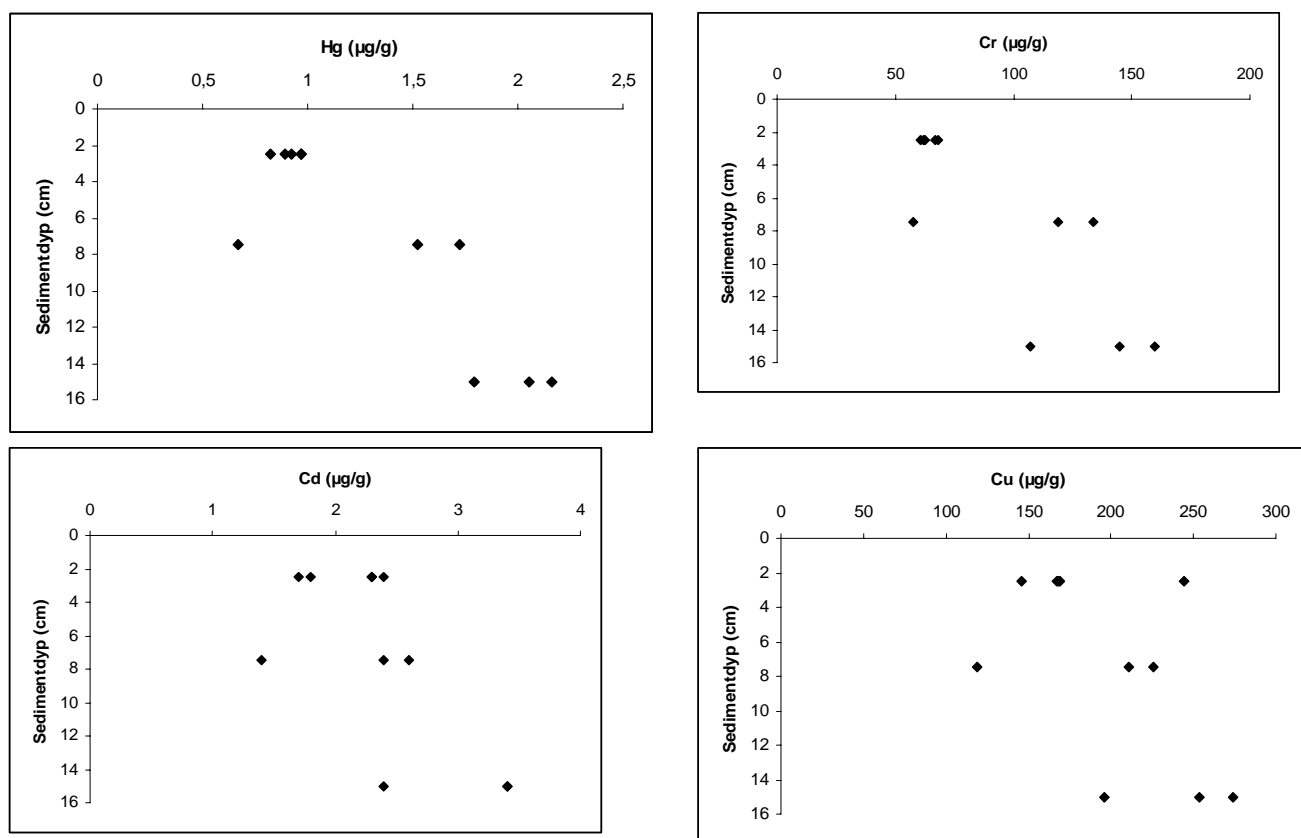
V. Meget sterkt forurenset



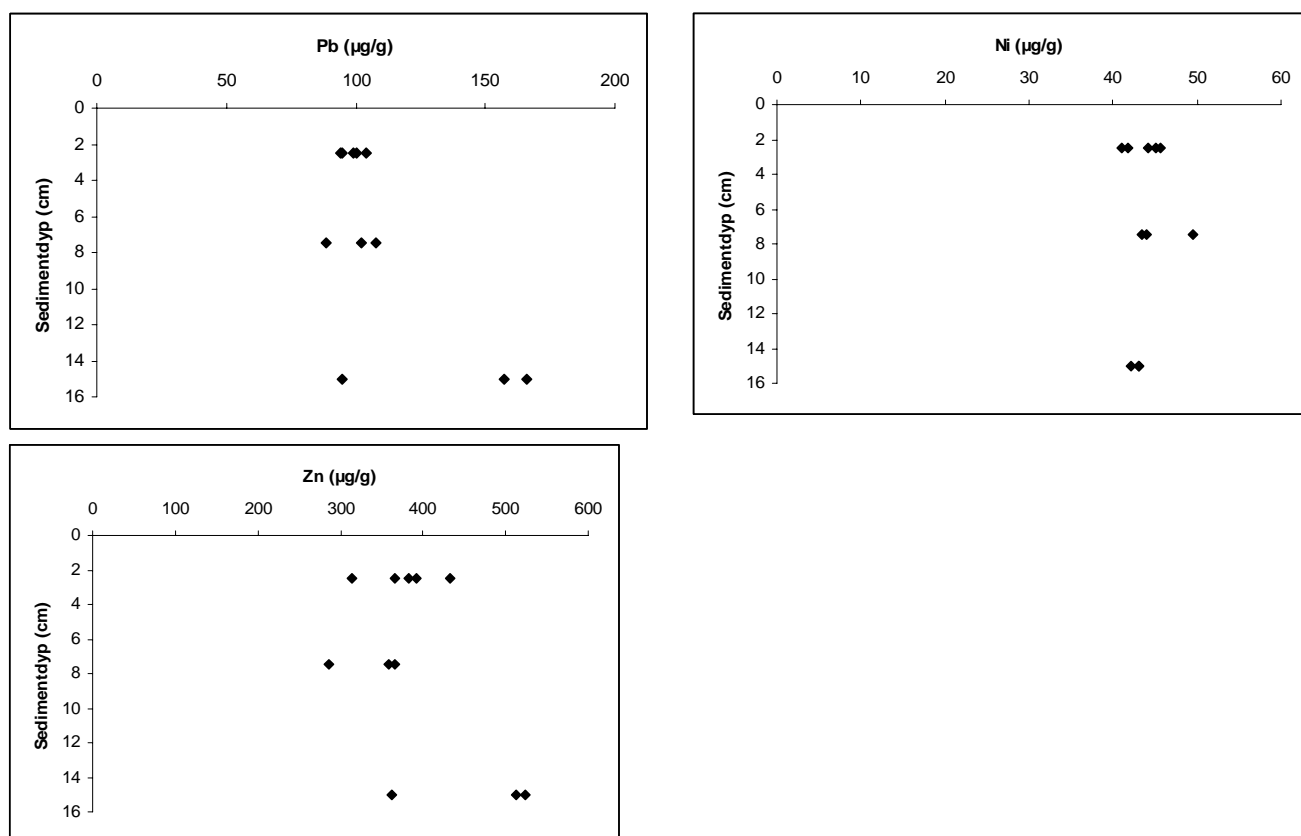
Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres

| Stasjon | Sedimentdyp (cm) | Cd ($\mu\text{g/g}$) | Cr ($\mu\text{g/g}$) | Cu ($\mu\text{g/g}$) | Hg ($\mu\text{g/g}$) |
|---------|------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| BB14 | 0-5 | 2,3 | 68,3 | 169 | 0,97 |
| BB14 | 5-10 | 2,6 | 134 | 226 | 1,72 |
| BB14 | 10-20 | 3,4 | 145 | 254 | 2,16 |
| BB13 | 0-5 | 2,3 | 62,1 | 168 | 0,89 |
| BB13 | 5-10 | 2,4 | 119 | 211 | 1,52 |
| BB13 | 10-20 | 3,4 | 160 | 274 | 2,05 |
| BB7 | 0-5 | 1,7 | 62,7 | 146 | 0,82 |
| BB5 | 0-5 | 1,8 | 60,9 | 167 | 0,92 |
| BB5 | 5-10 | 1,4 | 57,8 | 119 | 0,67 |
| BB5 | 10-20 | 2,4 | 107 | 196 | 1,79 |
| BB2 | 0-5 | 2,4 | 66,9 | 244 | 0,97 |

| Stasjon | Sedimentdyp (cm) | Ni ($\mu\text{g/g}$) | Pb ($\mu\text{g/g}$) | Zn ($\mu\text{g/g}$) |
|---------|------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| BB14 | 0-5 | 41,8 | 104 | 382 |
| BB14 | 5-10 | 44 | 108 | 366 |
| BB14 | 10-20 | 43 | 157 | 524 |
| BB13 | 0-5 | 41,1 | 100 | 392 |
| BB13 | 5-10 | 43,5 | 102 | 358 |
| BB13 | 10-20 | 42,2 | 166 | 513 |
| BB7 | 0-5 | 44,1 | 95 | 314 |
| BB5 | 0-5 | 45,1 | 94 | 366 |
| BB5 | 5-10 | 49,6 | 88,6 | 286 |
| BB5 | 10-20 | 43 | 94,5 | 362 |
| BB2 | 0-5 | 45,7 | 99,3 | 433 |



Figur 4. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ t.v.) av kvikksølv (Hg), krom (Cr), kadmium (Cd) og kobber (Cu) i 3 ulike dybdeavsnitt (1- 5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm) i sediment fra Bekkelagsbassenget. På y-aksen er midlere dyp for hvert av dybdeavsnittene avmerket.



Figur 5. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ t.v.) av bly (Pb), nikkel (Ni) og sink (Zn) i 3 ulike dybdeavsnitt (1- 5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm) i sediment fra Bekkelagsbassenget. På y-aksen er midlere dyp for hvert av dybdeavsnittene avmerket.

2.2.2 Polyklorete bifenyl (PCB) i sediment.

Det er analysert for 7 ulike PCB forbindelser (kongenerer). Disse betegnes som CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 153, CB 138 og CB 180 (ofte omtalt som de seven Dutch). Summen av konsentrasjonen av disse 7 kongenerer betegnes i det følgende som ΣPCB_7 .







Konsentrasjonen av ΣPCB_7 varierte fra 17,1 $\mu\text{g/kg}$ t.v. (moderat forurensset) i en overflateprøve til 239,4 $\mu\text{g/kg}$ t.v. (sterkt forurensset) i en prøve fra 5-10 cm dyp (**Tabell 4**). Det var en tendens til at konsentrasjonen av PCB var lavest i overflatesedimentet (moderat til markert forurensset) og høyere (moderat til sterkt forurensset) og mer varierende i det underliggende sedimentet (**Figur 6**). På de 5 undersøkte stasjoner i deponeringsområdet var prosentfordelingen av de ulike kongenerer relativt lik (**Figur 6**) og det var i hovedsak bare overflatesedimentet fra BB14 som avvek noe med et noe større innlag av CB 153 (**Figur 7**). Det var heller ikke noen store forskjeller i PCB fordelingen i de ulike dyp av sedimentet (**Figur 8**).

Tabell 4. Polyklorete bifenyl (PCB) i sediment ($\mu\text{g/kg}$ t.v.) fra stasjoner i Bekkelagsbassenget.

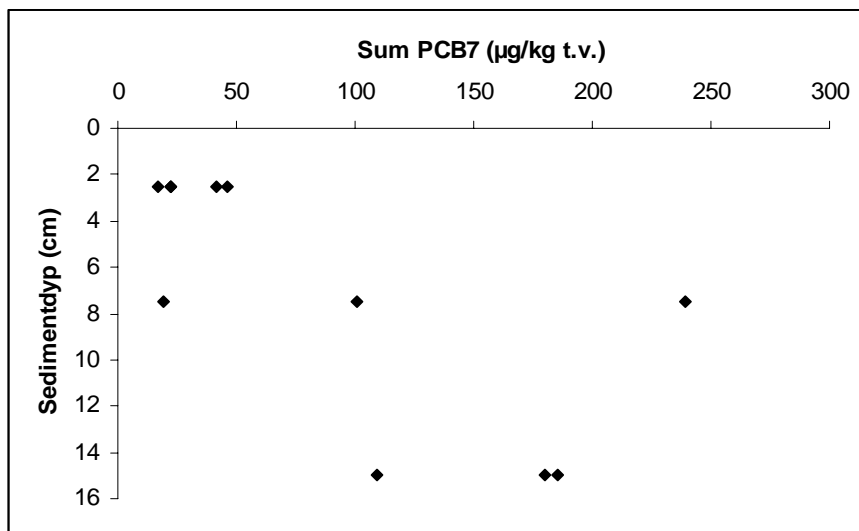
ΣPCB_7 = summen av 7 enkeltforbindelser (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)

Data fra de enkelte prøver er for ΣPCB_7 klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

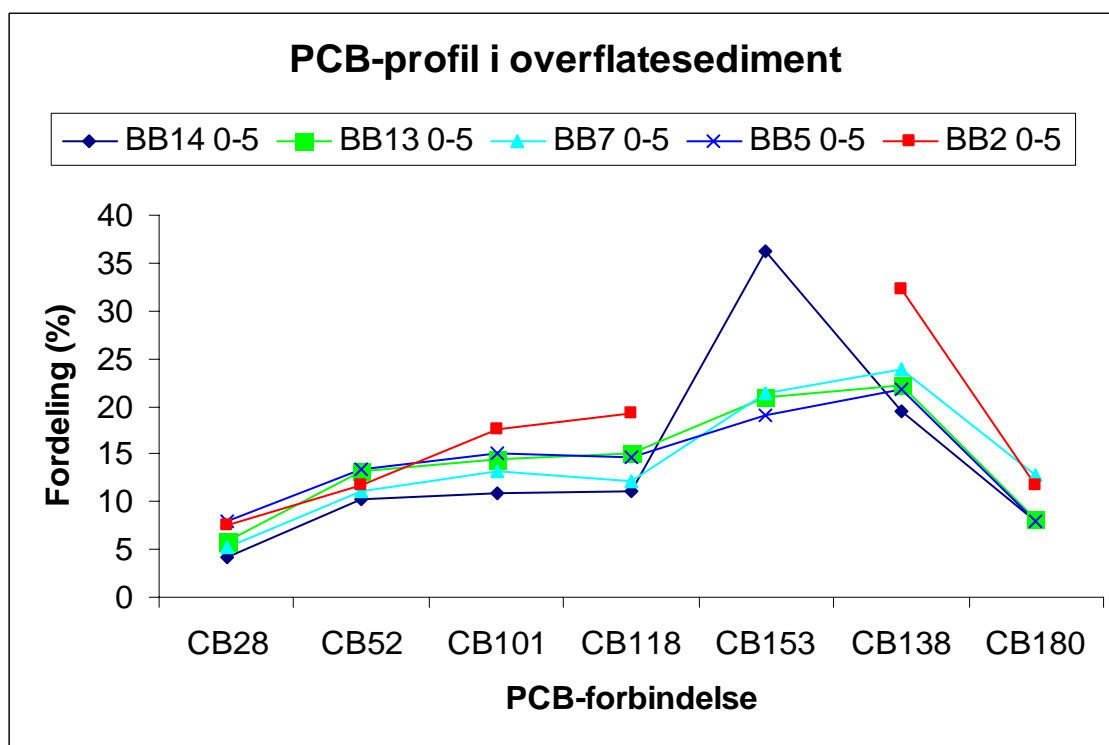
Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

| | | | | | | | |
|---|--------------------------------|---|---|---|--------------------------|---|------------------------|
|  | I. Ubetydelig-lite forurensset |  | II. Moderat forurensset |  | III. Markert forurensset |  | IV. Sterkt forurensset |
|  | V. Meget sterkt forurensset |  | Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres | | | | |

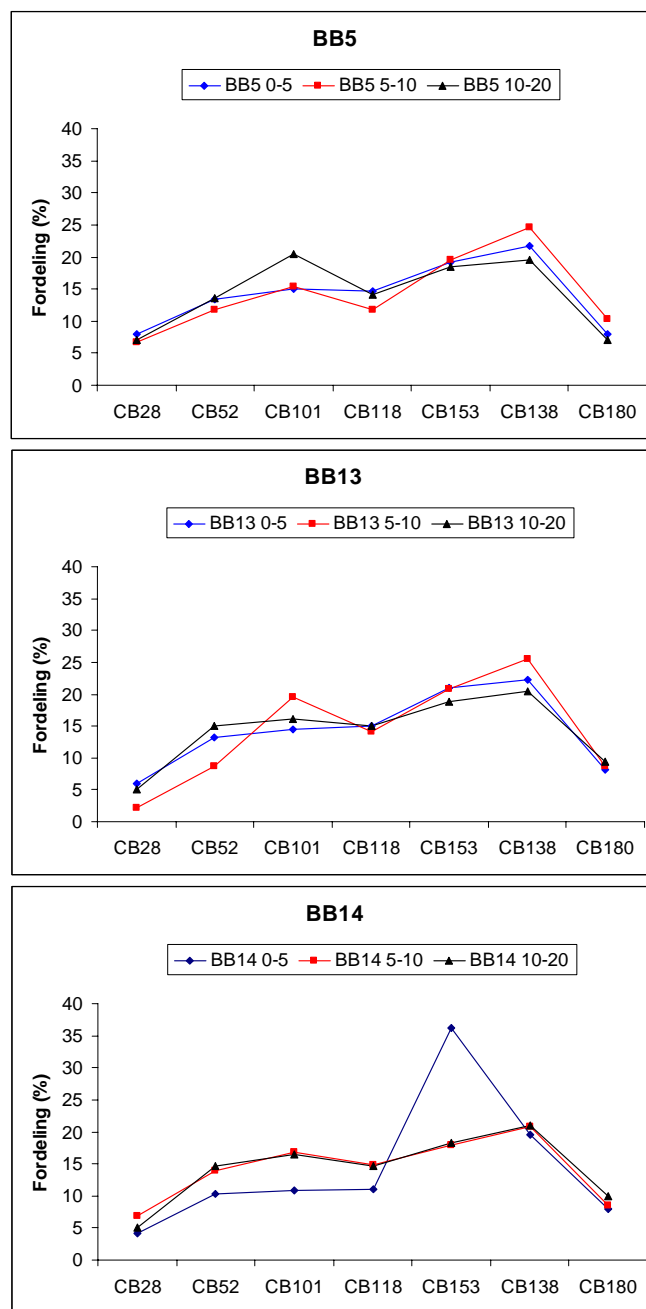
| Stasjon | Sedimentdyp (cm) | CB 28 | CB 52 | CB 101 | CB 118 | CB 153 | CB 138 | CB 180 | ΣPCB_7 |
|---------|------------------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------------|
| BB14 | 0-5 | 1,7 | 4,3 | 4,5 | 4,6 | 15 | 8,1 | 3,3 | 41,5 |
| BB14 | 5-10 | 6,9 | 14 | 17 | 15 | 18 | 21 | 8,6 | 100,5 |
| BB14 | 10-20 | 5,6 | 16 | 18 | 16 | 20 | 23 | 11 | 109,6 |
| BB13 | 0-5 | 1,3 | 2,9 | 3,2 | 3,3 | 4,6 | 4,9 | 1,8 | 22 |
| BB13 | 5-10 | 5,4 | 21 | 47 | 34 | 50 | 61 | 21 | 239,4 |
| BB13 | 10-20 | 9,3 | 27 | 29 | 27 | 34 | 37 | 17 | 180,3 |
| BB7 | 0-5 | 2,4 | 5,1 | 6,1 | 5,6 | 9,8 | 11 | 5,9 | 45,9 |
| BB5 | 0-5 | 1,8 | 3 | 3,4 | 3,3 | 4,3 | 4,9 | 1,8 | 22,5 |
| BB5 | 5-10 | 1,3 | 2,3 | 3 | 2,3 | 3,8 | 4,8 | 2 | 19,5 |
| BB5 | 10-20 | 13 | 25 | 38 | 26 | 34 | 36 | 13 | 185 |
| BB2 | 0-5 | 1,3 | 2 | 3 | 3,3 | i | 5,5 | 2 | 17,1 |



Figur 6. Konsentrasjonen av $\sum PCB_7$ (summen av 7 enkeltforbindelser av PCB) i 3 ulike dybdeavsnitt (1-5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm) i sediment fra Bekkelagsbassenget. På y-aksen er midlere dyp for hvert av dybdeavsnittene avmerket.



Figur 7. Fordeling (%) av 7 PCB kongenerer i overflatesediment (0-5 cm) fra 5 stasjoner i Bekkelagsbassenget.



Figur 8. Fordeling (%) av 7 PCB-kongenerer i prøver av sediment fra 3 stasjoner i Bekkelagsbassenget. For hver stasjon (BB5, BB13 og BB14) vises prosentfordeling fra 3 ulike dybdeintervaller av sedimentet (0-5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm)

2.2.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sediment

Det er analysert for 18 ulike PAH forbindelser (se vedlegg B). Summen av konsentrasjonen av 15 av disse betegnes i det følgende som Σ PAH. De 15 komponentene som inngår i beregning av Σ PAH er de samme som inngår i SFTs klassifisering av miljøkvalitet for sediment (Molvær et al. 1997).

Konsentrasjonen av Σ PAH varierte fra 2032 $\mu\text{g/kg}$ t.v. til 6688 $\mu\text{g/kg}$ t.v. (**Tabell 1**).

Konsentrasjonsnivået av Σ PAH i 1 av prøvene var såpass høy at sedimentet kunne karakteriseres som sterkt forurensset, mens de øvrige prøver kunne karakteriseres som markert forurensset.







Konsentrasjonen av benzo(a)pyren (BaP) varierte fra 210 $\mu\text{g/kg}$ t.v. til 730 $\mu\text{g/kg}$ t.v. (**Tabell 1**).

Konsentrasjonsnivået av BaP i 2 av prøvene var såpass høye at sedimentet kunne karakteriseres som meget sterkt forurensset, mens de øvrige prøver kunne karakteriseres som markert forurensset.

Både for Σ PAH og for BaP ble den høyeste konsentrasjonen observert i en overflateprøve fra BB7 som ligger ca 200 m fra utløpspunktet til Bekkelaget renseanlegg (se **Figur 1**). Konsentrasjonen i denne overflateprøven avvek en del fra de øvrige overflateprøver (**Figur 9**). Ser man bort i fra denne prøven fra BB7, var det en tendens til at konsentrasjonsnivået var noe lavere i overflatesedimentet enn i dypere liggende lag (**Figur 9**). Komponentensammensetningen var imidlertid omtrent den samme i alle 5 overflateprøver (**Figur 10**) og det var heller ikke noen vesentlig endringer i komponentsammensetningen i de dypere liggende deler av sedimentet (**Figur 11**) med unntak av for naphthalen (NAP) på stasjon BB14 som der bidro litt mer i overflatesedimentet enn i de øvrige lag.

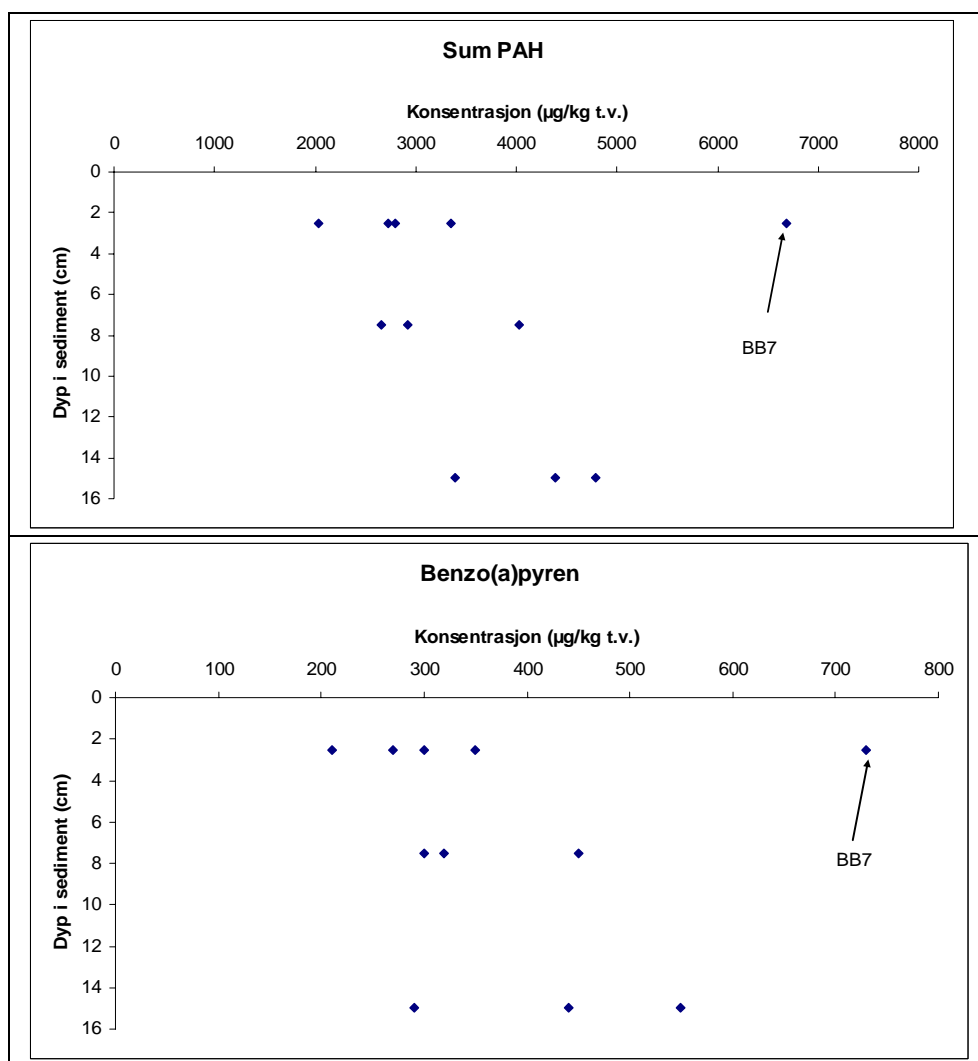
Tabell 5. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren og Σ PAH ($\mu\text{g/kg t.v.}$) i sediment fra Bekkelagsbassenget. Data fra de enkelte prøver er for sum PAH og B(a)P klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

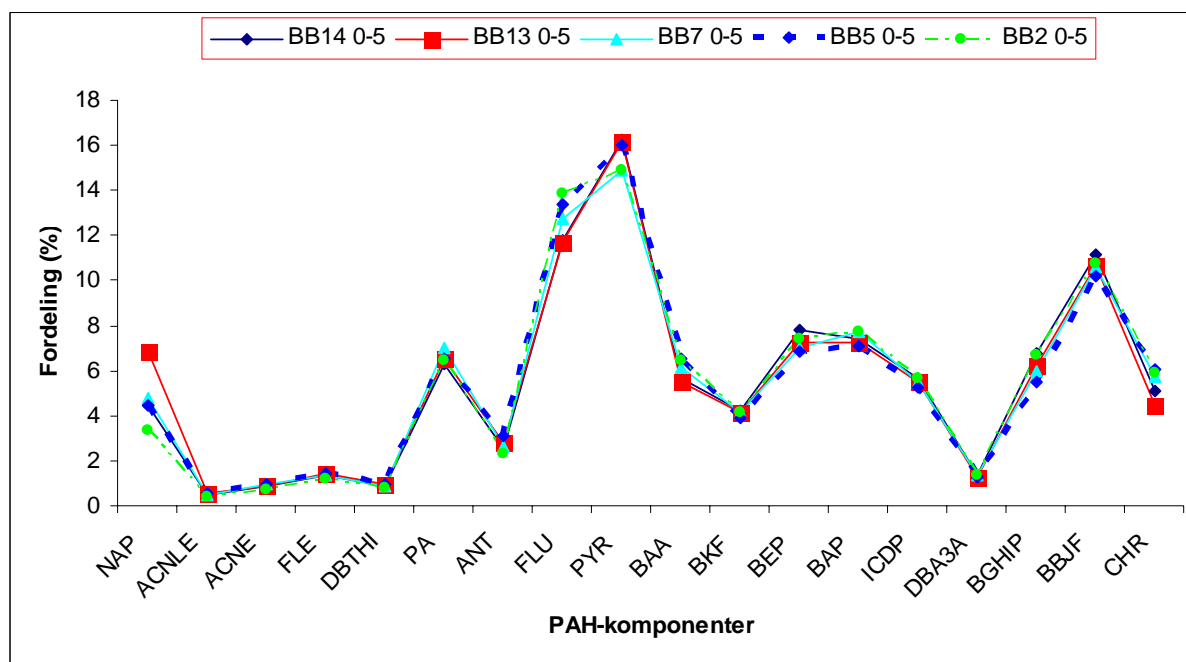
| | | | | | | | |
|---|--------------------------------|---|---|---|--------------------------|---|------------------------|
|  | I. Ubetydelig-lite forurensset |  | II. Moderat forurensset |  | III. Markert forurensset |  | IV. Sterkt forurensset |
|  | V. Meget sterkt forurensset |  | Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres | | | | |

| | Sedimentdyp | BAP | Σ PAH ¹⁾ |
|---------|-------------|-----------------------|----------------------------|
| Stasjon | (cm) | $\mu\text{g/kg t.v.}$ | $\mu\text{g/kg t.v.}$ |
| BB14 | 0-5 | 350 | 3354 |
| BB14 | 5-10 | 320 | 2926 |
| BB14 | 10-20 | 440 | 4387 |
| BB13 | 0-5 | 210 | 2032 |
| BB13 | 5-10 | 300 | 2653 |
| BB13 | 10-20 | 550 | 4794 |
| BB7 | 0-5 | 730 | 6688 |
| BB5 | 0-5 | 270 | 2731 |
| BB5 | 5-10 | 450 | 4027 |
| BB5 | 10-20 | 290 | 3385 |
| BB2 | 0-5 | 300 | 2794 |

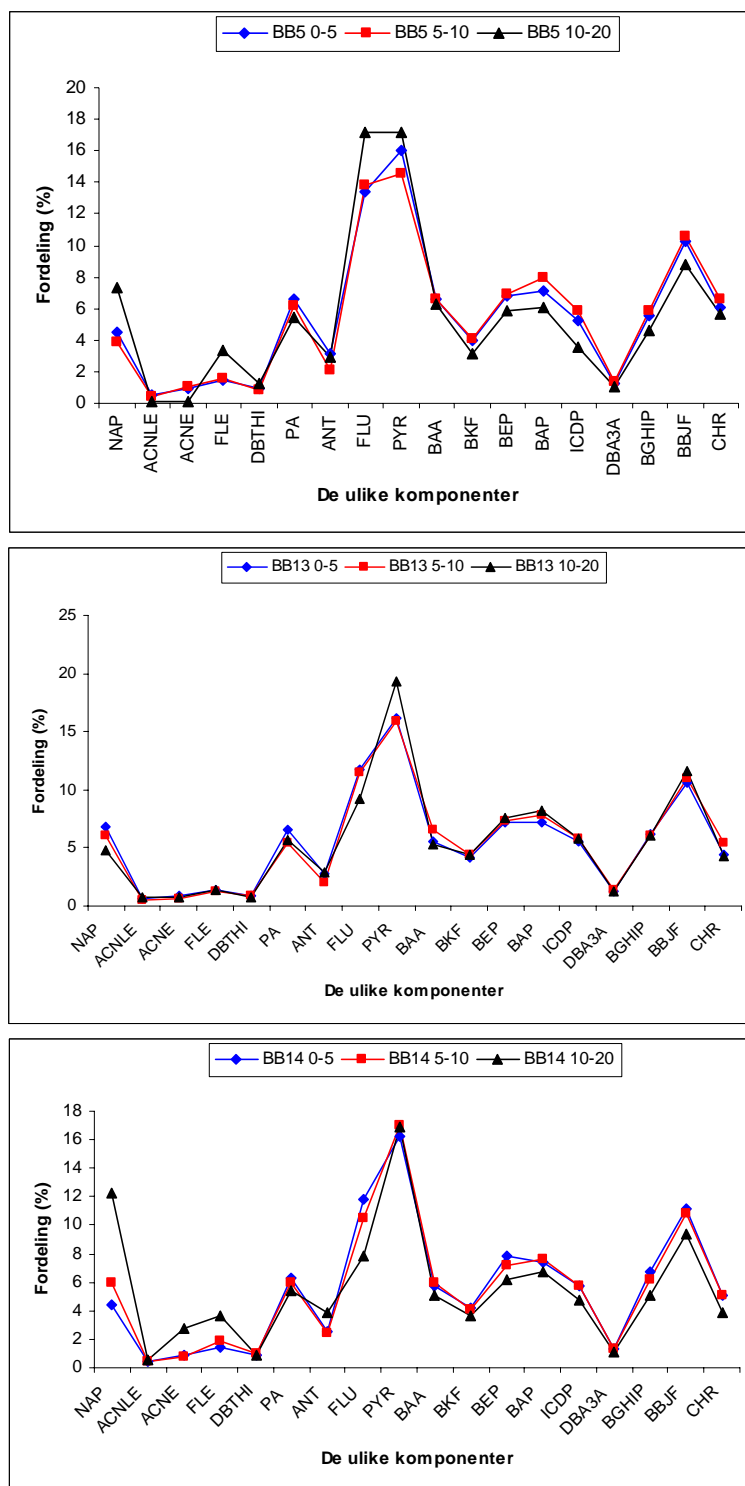
- 1) Følgene forbindelser inngår her i beregningen av Σ PAH: acenaftylen, acenaften, benzo(a)pyren, fluoren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibez(a,h)anthracene, fenantren, benzo(ghi)perylene, antracen, benzo(b,j)fluoranten, fluoranten, chrysen, pyren, benzo(k)fluoranten, benzo(a)antracene,



Figur 9. Konsentrasjonen av Σ PAH og BAP i 3 ulike dybdeavsnitt (1- 5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm) i sediment fra Bekkelagsbassenget. På y-aksen er midlere dyp for hvert av dybdeavsnittene avmerket.



Figur 10.. Fordeling (%) av 18 ulike PAH-forbindelser i overflatesediment (0-5 cm) fra 5 stasjoner i Bekkelagsbassenget. Forklaring til forkortelsene som er brukt for de enkelte komponenter finnes i vedlegg B.



Figur 11. Fordeling (%) av 18 PAH-forbindelser i prøver av sediment fra 3 stasjoner i Bekkelagsbassenget. For hver stasjon (BB5, BB13 og BB14) vises prosentfordeling fra 3 ulike dybdeintervaller av sedimentet (0-5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm). Forklaring til forkortelsene som er brukt for de enkelte komponenter finnes i vedlegg B.

2.2.4 Tinnorganiske forbindelser i sediment

Tributyltinn er en forbindelse som tidligere har vært brukt som begroingshindrende middel på småbåter, og som fremdeles kan forekomme på skroget av større skip. I sediment brytes TBT meget langsomt ned. Konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) i sediment varierte fra 100 µg/kg t.v. til 490 µg/kg t.v. i (**Tabell 6**). Konsentrasjonene av TBT var så høye at alle prøver med ett unntak kunne karakteriseres som meget sterkt forurensset.







Konsentrasjonen av TBT var høyest i overflatesedimentet (**Figur 12**) med betydelig lavere konsentrasjoner i de to øvrige dybdeintervaller. Konsentrasjonen DBT og i ennå større grad MBT var betydelig lavere enn for TBT (**Tabell 6**). Også for DBT og MBT var det en tendens til at de høyeste konsentrasjoner ble observert i overfalte sedimentet, men tendensen var ikke så klar som for TBT og dataene viste en større variasjon (særlig i overflatesedimentet)

Konsentrasjonen av TPhT (trifenylyltinn) var betydelig lavere enn for TBT(**Tabell 6**).

Tabell 6. Konsentrasjonen av tinnorganiske forbindelser i sediment fra Bekkelagsbassenget. TBT=tributyltinn, DBT=dibutyltinn, MBT=monobutyltinn, TPhT=trifenyltinn, DPhT=difenyltinn, MPhT=monofenyltinn.

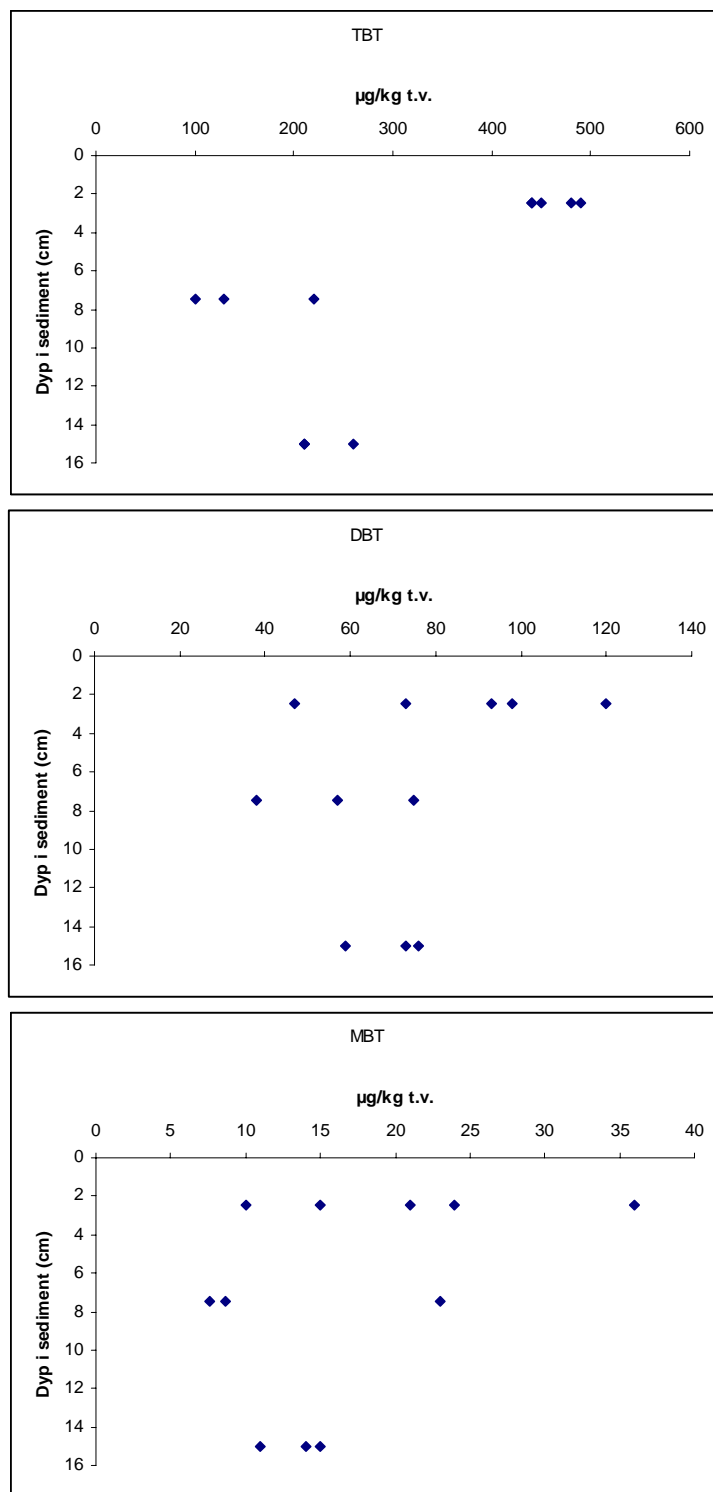
Data fra de enkelte prøver er for TBT klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

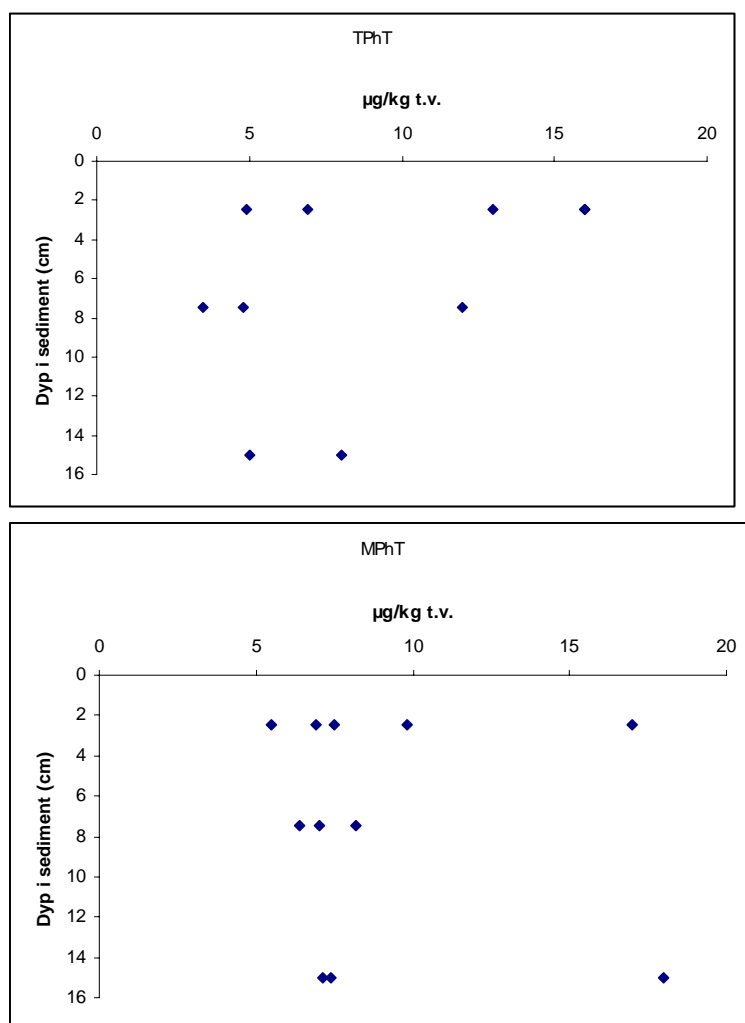
| | | | | | | | |
|---|--------------------------------|---|---|---|--------------------------|---|------------------------|
|  | I. Ubetydelig-lite forurensset |  | II. Moderat forurensset |  | III. Markert forurensset |  | IV. Sterkt forurensset |
|  | V. Meget sterkt forurensset |  | Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres | | | | |

| | Sedimentdyp | MBT | DBT | TBT |
|---------|-------------|------------|------------|------------|
| Stasjon | (cm) | µg/kg t.v. | µg/kg t.v. | µg/kg t.v. |
| BB14 | 0-5 | 36 | 93 | 440 |
| BB14 | 5-10 | 8,7 | 57 | 100 |
| BB14 | 10-20 | 14 | 76 | 210 |
| BB13 | 0-5 | 15 | 73 | 440 |
| BB13 | 5-10 | 23 | 75 | 130 |
| BB13 | 10-20 | 11 | 59 | 210 |
| BB7 | 0-5 | 21 | 98 | 450 |
| BB5 | 0-5 | 10 | 47 | 490 |
| BB5 | 5-10 | 7,6 | 38 | 220 |
| BB5 | 10-20 | 15 | 73 | 260 |
| BB2 | 0-5 | 24 | 120 | 480 |

| | Sedimentdyp | MPhT | DPhT | TPhT |
|---------|-------------|------------|------------|------------|
| Stasjon | (cm) | µg/kg t.v. | µg/kg t.v. | µg/kg t.v. |
| BB14 | 0-5 | 7,5 | i | 16 |
| BB14 | 5-10 | 7 | i | 4,8 |
| BB14 | 10-20 | 18 | i | i |
| BB13 | 0-5 | 9,8 | i | 16 |
| BB13 | 5-10 | 8,2 | i | 12 |
| BB13 | 10-20 | 7,4 | i | 5 |
| BB7 | 0-5 | 17 | i | 13 |
| BB5 | 0-5 | 5,5 | i | 4,9 |
| BB5 | 5-10 | 6,4 | i | 3,5 |
| BB5 | 10-20 | 7,1 | i | 8 |
| BB2 | 0-5 | 1,7 | i | 6,9 |



Figur 12. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/kg t.v.}$) av TBT=tributyltinn, DBT=dibutyltinn, MBT=monobutyltinn i 3 ulike dybdeavsnitt (1- 5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm) i sediment fra Bekkelagsbassenget. På y-aksen er midlere dyp for hvert av dybdeavsnittene avmerket.



Figur 13. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/kg t.v.}$) av TPhT=trifenyltinn og MPhT=monofenyltinn. i 3 ulike dybdeavsnitt (1- 5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm) i sediment fra Bekkelagsbassenget. På y-aksen er midlere dyp for hvert av dybdeavsnittene avmerket.

2.3 Registrering ved bruk av ROV

2.3.1 Biologisk registrering av hardbunn

Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av bunnforhold og lett identifiserbare arter i de 3 områder som ble undersøkt for å registrere dagens tilstand for hardbunnsorganismer og nedslammingsgrad. Fra Bleikøyflu ble det gjennomført ROV-transekt i flere retninger. I vedlegg B er tabellen med alle registreringer gjengitt.

Ormøya

Transektet gikk nordover fra 2 til 35 meters dyp. I de grunneste områdene var det steinbunn med blåskjell (*Mytilus edulis*), trekantmark (*Pomatoceros triqueter*), tangkutling (*Gobiusculus flavescens*) og trådformede alger som karakteristiske organismer. Nær overflaten var det liten grad av nedslamming. Litt dypere, rundt 5 m, var det sandbunn som i stor grad var dekket av en blanding av døde og levende blåskjell. Her var det også trådformede alger, en og annen strandkrabbe (*Carcinus maenas*) og noe bergnebb (*Ctenolabrus rupestris*). Ned mot 9 m dyp ble det mer innslag av grus på bunnen og det var også noe mer nedslamming. Her var ingen alger og lite levende blåskjell, men fortsatt mye skjellrester. Litt dypere, rundt 11 m, var det innslag av relativt nedslammet fjellbunn med spredte forekomster av sjønellik (*Metridium senile*) og trekantmark. Etter hvert ble bunnen mer dekket av sedimenter og fra ca. 19 m og ned til slutten av transektet var det kun bløtbunn. Fra ca. 19 til 25 m var det store mengder skjellrester oppå sedimentet. Det er vanskelig å vurdere graden av nedslamming på bløtbunn, men trolig var den relativt beskjeden. Det var noen kråkeboller (cf. *Strongylocentrotus droebachiensis*) og stedvis store mengder børstemark (cf. *Polydora ciliata*) på bunnen. Fra ca. 27 m dyp og dypere var bakterien *Beggiatoa* sp. vanlig. Tilstedeværelsen av denne bakterien indikerer dårlige oksygenforhold på bunnen. Representative bilder for transektet er vist i **Figur 14**.



Figur 14. Transekt ved Ormøya. A: på rundt 11m dyp var det nedslammet fjellbunn med mye skallrester og innslag av sjønellik. B: Grusbunn på 14m med sjønellik på fast substrat. C: børstemark (cf. *Polydora ciliata*) var stedvis vanlig på bløtbunnen. D: skrubbe på sediment (28 m dyp) dekket av bakterien *Beggiatoa* sp. Bakterien var vanlig dypere enn 26 m og indikerer dårlige oksygenforhold.

Rambergøy

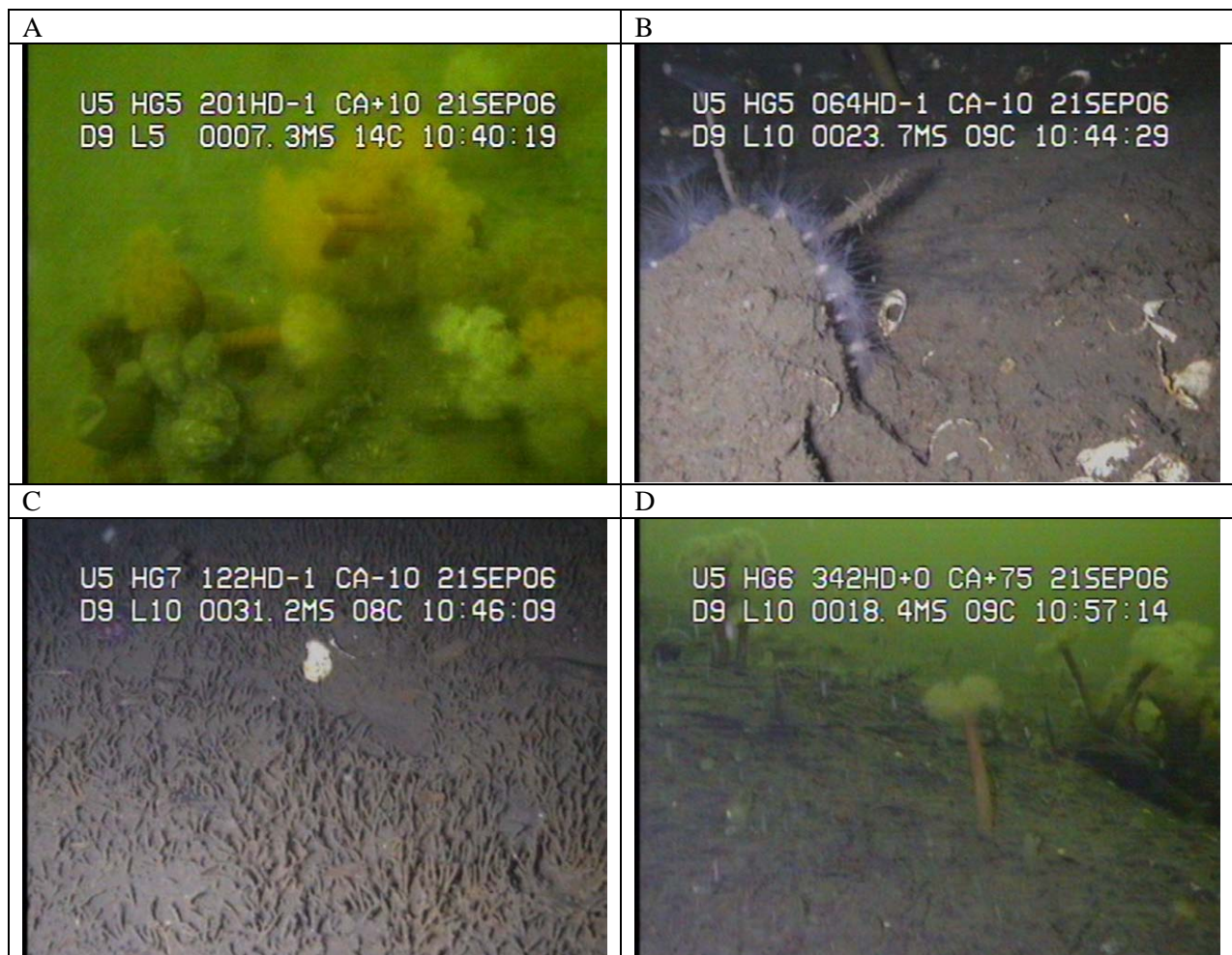
Transektet gikk sørover fra 2 til 28 meters dyp. På det grunneste var det fjell og steinbunn med tangkutling, trekantmark, sjøstjerner (*Asterias rubens*) og trådformede alger. Fra 3 og ned til 10 m dyp var det blandet fjell- og sandbunn med moderat nedslamming. Trekantmark var vanlig, og det var også mye skall av blåskjell og en del tangkutling. Fra 10 og ned mot 20 m dyp var det mye fjellbunn, men også noe sand. Fjellet var relativt kraftig nedslammet. På fjellet var det kråkeboller, trekantmark, sjøstjerner og noe skall av blåskjell. Resten av transektet var bløtbunn som var dominert av børstemark (cf. *Polydora ciliata*) og med enkelte kråkeboller. Det ble ikke registrert *Beggiatoa* sp. i dette området. Representative bilder for transektet er vist i **Figur 15**.



Figur 15. Transekt ved Rambergøy. A: sandbunn m. stein på 4,1m dyp. Skallrester og trekantmark er synlig på bildet. B: stein på sandbunn på 5m dyp. Bunnen er dominert av skallrester og det vokser trådformede alger på steinen. C: nedslammet fjellbunn m. kråkeboller på 14,9m dyp. D: børstemark (cf. *Polydora ciliata*) dominerte på bløtbunn, på bildet fra 26,3m dyp.

Bleikøyflu

Kjøring 1: Transektet gikk sørover fra 6 til 48 meters dyp. Sand og steinbunn med moderat nedslamming og skallrester helt øverst i transektet. Ved siden av store forekomster av sjønellik ble det også registrert sjøstjerner, bergnebb, eremittkreps og trådformede alger. Videre ned til ca. 18 m dyp var det bløtbunn med sylindersjøroser (cf. *Cerianthus lloydii*), sjøstjerner, kutling og noen få bergnebb. Der hvor det var fast substrat vokste sjønellik. Mellom 18 og 36 m dyp var det bløtbunn med jevnlig innslag av både fjell og stein. På bløtbunn var sylindersjøroser, slangestjerner, og etter hvert børstemark (cf. *Polydora ciliata*) vanlige. Fjell og stein hadde påvekst av sjøroser (*Prostanthea simplex*) sjønellik og påfuglmark (*Sabella pavonina*). Her var også kråkeboller og noen få sekkedyr (*Ciona intestinalis*). I de dypeste delene av transektet var det bløtbunn dominert av børstemark (cf. *Polydora ciliata*). Representative miljøer fra transektet er vist i **Figur 16**.

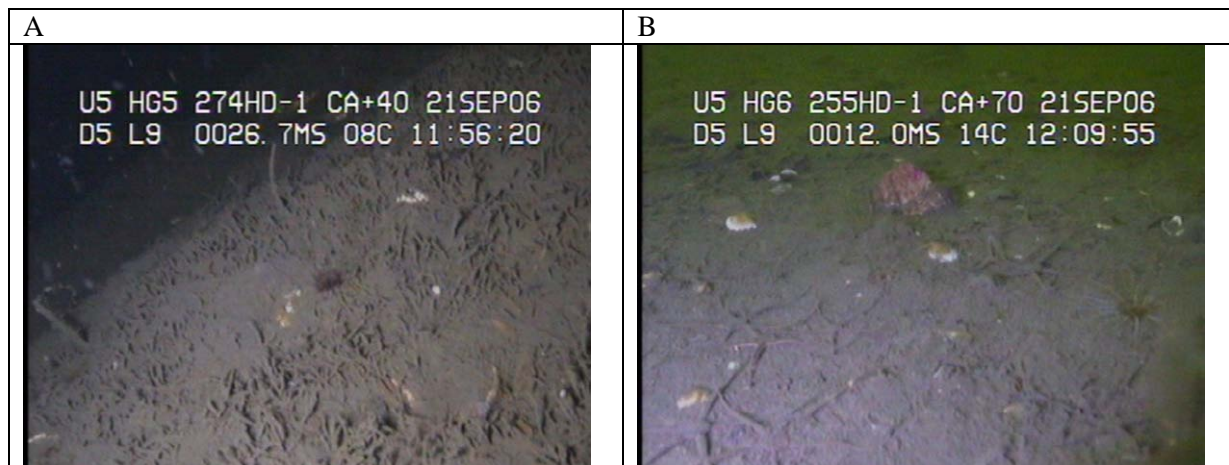


Figur 16. Bleikøyflu, kjøring 1. A: sjønellik og trolig eremittkreps på 7,3m dyp. B: sjørosen *Prostanthea simplex*, påfuglmark, sylindersjørose og cf. *Polydora ciliata* på 23,7m dyp. C: bløtbunn på 31,2m dominert av børstemark (cf. *Polydora ciliata*). D: nedslammet hardbunn med sjønellik på 18,4m dyp.

Kjøring 2: Transektet gikk sørover fra 7 til 10 m dyp. Det var bløtbunn med innslag av sand og stein og mye skjellrester. Nedslammingen var moderat. På steinene vokste sjønellik og trekantmark og for

øvrig var slangestjerner og sjøstjerner tilstede. Det var relativt mye fisk i området; tangkutling var vanlig, mens det var spredt med større kutlinger. Skrubbe ble også registrert.

Kjøring 3: Transektet gikk sørover og fra 8 til 38 m dyp. For det meste var det bløtbunn, men mellom 25 og 38 m dyp var det også innslag av relativt bratt fjellbunn. Fra 25 og ned til 35 m lå det en del skrap på bunnen. Fjellbunnen var kraftig nedslammet. Ned til ca. 20 m dyp var det spredt med sjønellik og slangestjerner (**Figur 17 B**). Der var også enkelte sjøstjerner og kråkeboller. Mellom 25 og 30 m dyp var det sylindersjøroser, kråkeboller, påfuglmark og enkelte sjøstjerner. Fra 25 og ned til 38 m var bløtbunnen dominert av børstemark (cf. *Polydora ciliata*) (**Figur 17 A**).



Figur 17. Bleikøyyflu, kjøring 3. A: skrånende bløtbunn med dominans av børstemark (cf. *Polydora ciliata*). B: Slangestjerner og sylindersjørose på 12m dyp.

Kjøring 6: Transektet gikk nordover fra 7 til 24 meters dyp. Det var bløtbunn hele veien, men med innslag av mye stein og skallrester fra 7 – 10 m dyp og noe stein i resten av transektet. Nedslammingen vurderes som moderat. På steinene vokste trekantmark og sjønellik, og det svømte kutling (Gobiidae) langs bunnen ned til ca. 15 m dyp. I de dypere deler av transektet var det spredt med sylindersjøroser, og helt nederst dominerte børstemark (cf. *Polydora ciliata*). Stedvis var det også vanlig med slangestjerner (Ophiuridae) på bunnen. Det ble funnet et avløpsrør i transektet (**Figur 18**). Røret var delvis ødelagt og antageligvis ikke i bruk. Det munnet ut på ca. 15m dyp.



Figur 18. Bleikøyflu, kjøring 6. Gammelt avløpsrør på ca. 15m dyp. En stor torsk hadde tilholdssted inne i røret.

2.4 Registrering ved utslippspunkt for renseanlegg

Registreringene ble gjennomført for å se hvordan utslippsarrangementet så ut før prøvedumping. I vedlegg B er tabellen med alle registreringer gjengitt.

Undersøkelsene foregikk på mellom 50 og 53 meters dyp i området hvor enden på de to utslippsledningene fra Bekkelaget renseanlegg var oppgitt å skulle ligge. Det ble filmet på bløtbunnen rundt den observerte rørledningen og på selve rørledningen. Det ble imidlertid ikke avklart hvilken av de to rørledningene som ble avfotografert.

På bløtbunnen var det dominans av børstemark (cf. *Polydora ciliata*) og sylindersjøroser. Der var også noen få påfuglmark, sjønellik og sjøroser (*Protanthea simplex*). På rørledningen var det kraftig påvekst av sjønellik, påfuglmark, *Protanthea simplex*, hydroider og børstemark (cf. *Polydora ciliata*) (**Figur 19 D**). Der var spredt med sekkedyr av arten *Ciona intestinalis* og en annen uidentifisert art. Rundt rørmunningen vokste det også blåskjell (**Figur 19 B**).

Et stykke av rørledningen var så godt som uten groe (**Figur 19 C**). Mulige forklaringer på dette er at et stykke av rørledningen nylig må ha blitt skiftet ut.



Figur 19. Utslippsområde for renseanlegg. A: bløtbunnen var dominert av cf. *Polydora ciliata*. På bildet sees også en sylindersjørose og en påfuglmark. B: munningen av utslippsrøret. En ser tydelig tetthetsforskjellen mellom sjøvannet og avløpsvannet. Rundt munningen vokser bl.a. blåskjell og sjønellik. C: en del av avløpsrøret var helt uten groe. D: massiv påvekst på røret. På bildet synes sjønellik, påfuglmark, sjøroser, sekkedyr og cf. *Polydora ciliata*.

2.5 Registrering i prøvedumpingsområde

Feltarbeidet knyttet til disse undersøkelser ble gjennomført 21/09-06, dvs 5 dager etter prøvedeponeringen.

Transektet gikk i og i utkanten av dumpeområdet på mellom 53 og 54 meters dyp. Det lå tydelige klumper av leire på bunnen (se **Figur 20b, c og d**). Bunnområdene uten leirmasser var dominert av mangebørstemarken *Polydora ciliata* (**Figur 20a**). På bunnen ble det også observert individer av børstemarken *Ophiodromus flexuosus* (til høyre i **Figur 20b**). Denne arten opptrer ofte i overgangssonen mellom oksiske og anoksiske sedimenter. Dumpeområdet var preget av leirklumper i ulike størrelser som lå på eller delvis nede i bunnsedimentene. Leiren var til dels dekket av et brunaktig lag (se **Figur 20b, c og d**) sannsynligvis nysedimenterte partikler oppvirvlet i sammenstøtet mellom klumpene og den bløte bunnen.



Figur 20. A: bløtbunn på 54m dyp, dominert av mangebørstemark (cf. *Polydora ciliata*), til høyre i bildet ser en også den frittlevende mangebørstemarken *Ophiodromus flexuosus*. B-D: bilder fra området hvor det er prøvedumpet masser.

3. Konklusjoner

Ut fra bilder tatt av sedimentet med sedimentprofilkamera (SPI) og klassifisering ut fra BHQ-indeks varierte bunnforholdene i undersøkelsesområdet mellom god og meget dårlig. En tydelig dybdegradient ble observert med dårligere bunnforhold i dypområdet vest for det planlagte deponeringsområdet. Ved stasjonene BB17 og BB18 i de nordre delen av området og delvis utenfor det planlagte deponeringsområdet ble de beste forholdene observert med tett dekke av børstemarkrør og litt sandigere og fastere substrat. På fire av stasjonene (BB8, BB9, BB10, BB11) så en klare spor av prøveoverdekkingen med rene leirmasser. SPI bildene fra området i og i nærheten av prøvedumpeområdets viste at sedimentoverflaten ble dekket av et sort 0,5-2 cm tykt sedimentlag, som sannsynlig skyldes sedimentering av partikler oppvirvlet under prøvedumpingene. Området som var påvirket av denne nedslamning anslås å strekke seg ut 200-300 m fra selve prøvedumpingspunktene. Videoopptak viste også at deponeringsområdet var preget av leirklumper i ulike størrelser som lå på eller delvis nede i bunnsedimentene.

Fysisk/kjemiske analyser av sedimentet fra det planlagte deponeringsområdet avdekket at sedimentene var meget bløte. Sedimentet bestod i hovedsak av partikler med en partikkelstørrelse på mindre enn 63 µm. Sedimentet hadde et lavt tørrstoffinnhold (20-32 %) og innholdet av organisk karbon var høyt. Ut fra sedimentets innhold av organisk karbon kunnes sedimentet ut fra SFTs kriterier i hovedsak karakteriseres som i meget dårlig tilstand.

Det var relativt lave konsentrasjoner av metallet krom i alle prøver fra det planlagte deponeringsområdet (ubetydelig til moderat forurensset), mens sedimentet var noe mer belastet (moderat forurensset) med nikkel, sink og i hovedsak også bly. Området var med tanke på forurensningsgrad mest belastet med kadmium, kobber og kvikksølv og med unntak av en prøve kunne hele området karakteriseres som markert forurensset med disse 3 metallene. For metallene kvikksølv, krom, kadmium og delvis også kobber var det en tendens til at konsentrasjonen økte nedover i sedimentet.

Konsentrasjonen av ΣPCB_7 varierte fra 17,1 µg/kg t.v. (moderat forurensset) til 239,4 µg/kg t.v. (sterkt forurensset). Det var en tendens til at konsentrasjonen av ΣPCB_7 var lavest i overflatesedimentet (moderat til markert forurensset) og høyere og mer varierende (moderat til sterkt forurensset) i det underliggende sedimentet (analyser ble gjennomført på prøver ned til 20 cm). På de 5 undersøkte stasjoner i deponeringsområdet var prosentfordelingen av de ulike kongenerer relativt lik og det var heller ikke noen store forskjeller i PCB fordelingen i de ulike dyp av sedimentet.

Konsentrasjonen av ΣPAH (summen av 15 PAH forbindelser) varierte fra 2032 µg/kg t.v. til 6688 µg/kg t.v. Konsentrasjonsnivået av ΣPAH i 1 av prøvene var såpass høyt at sedimentet kunne karakteriseres som sterkt forurensset, mens de øvrige prøver kunne karakteriseres som markert forurensset.

Konsentrasjonen av benzo (a) pyren (BaP) varierte fra 210 µg/kg t.v. til 730 µg/kg t.v.. Konsentrasjonsnivået av BaP i 2 av prøvene var såpass høyt at sedimentet kunne karakteriseres som meget sterkt forurensset, mens de øvrige prøver kunne karakteriseres som markert forurensset. På samme måte som for PCB var hovedtendensen at konsentrasjonsnivået av både ΣPAH og BaP var noe lavere i overflatesedimentet enn i dypere liggende lag og komponentsammensetningen i alle prøvene var omtrent den samme.

Tributyltinn er en forbindelse som tidligere har vært brukt som begroingshindrende middel på småbåter og som fremdeles kan forekomme på skroget av større skip. Konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) i

sediment varierte fra 100 µg/kg t.v. til 490 µg/kg t.v. Konsentrasjonene av TBT var så høye at alle prøver med ett unntak kunne karakteriseres som meget sterkt forurenset.

Til forskjell fra enkelte metaller (kvikksølv, krom, kadmium og delvis også kobber), PCB, PAH og BaP var konsentrasjonen av TBT høyest i overflatesedimentet med betydelig lavere konsentrasjoner i de to dypere dybdeintervallene (5-10 cm og 10-20 cm). Forskjellen i dybdefordeling mellom TBT og kvikksølv, krom, kadmium, PCB og PAH kan skyldes at TBT fremdeles tilføres i betydelige mengder, mest sannsynlig fra skip, mens det de senere årene har vært en reduksjon i tilførslene av kvikksølv, krom, kadmium, PCB og PAH.

Videoregistrering ved Ormøya, Rambergøy og Bleikøyflu ble gjennomført med tanke på å registrere dagens forekomst av hardbunnsorganismer og nedslammingsgrad. Nedslammingsgraden var i deler av transektene vanskelig å fastslå fordi det var et betydelig innslag av bløtbunn og fordi det i utgangspunktet antas å være en relativt stor partikkelbelastning i området slik at hellingsgraden på substratet og eksponeringsgraden er svært bestemmende for nedslammingsgraden. Registreringene avdekket i hovedsak lite til moderat nedslamming i de øverste 0-10 meterne, mens fjellbunnen i dypere partier kunne være til dels betydelig nedslammet. Virvelløse dyr som ble registrert var imidlertid i mange tilfeller av en type som ernærer seg ved filtrering. På all tre områdene var det bløtbunn med rørbyggende børstemark (c.f. *Polydora ciliata*) i området dypere enn ca 20-25 m.

Registrering med ROV ved utslippspunkt for renseanlegget ble gjennomført for å se hvordan utslippsarrangementet så ut før hoveddeponeringen. Det ble filmet på bløtbunnen rundt rørledningen og på selve rørledningen. Det ble ikke avklart hvilken av de to rørledningene som ble avfotografert. Generelt sett må området der utslippsarrangementet ligger anses å være relativt sterkt belastet med partikler fra selve utslippet. Partikkelbelastningen så imidlertid ikke ut til å ha ført til noen massiv nedslamming av selve utslippsarrangementet. Rørledningen hadde imidlertid kraftig påvekst av organismer som normalt opptrer på hardt substrat i indre Oslofjord. Rundt rørmunningen vokste det også blåskjell, som vanligvis ikke opptrer på dette dyp. Et stykke av rørledningen var så godt som uten påvekstorganismer. Mulige forklaringer på dette er at et stykke av rørledningen nylig må ha blitt skiftet ut.

Deponeringen i Bekkelagsbassenget kan anses å gi en miljøgevinst dersom en i overflatesedimentet oppnår vesentlig lavere miljøkonsentrasjoner enn før deponeringen. Grunnen til at en er mest opptatt av konsentrasjonene i overflatesedimentet er at disse i vesentlig grad er styrende for graden av utlekking av miljøgifter til vannmassene over. En miljøgevinst fordrer imidlertid også at selve deponeringen ikke fører til vesentlig spredning av miljøgifter og partikulært materiale til omkringliggende områder. En slik spredning vil potensielt kunne påvirke fauna og flora negativt ut over det som allerede har funnet sted før deponeringen. Observasjoner i forbindelse med en prøvedeponering i Bekkelagsbassenget tyder på en betydelig oppvirvling av partikler fra den eksisterende bunnen til de nederste 10-15 meterne av vannsøylen. Mesteparten av dette vil imidlertid sedimentere lokalt. Det er utarbeidet et kontrollprogram som skal varsle om partikkelmengder i vannet over et visst akseptkriterium. Avbøtende tiltak kan derfor settes inn slik at ekstremsituasjoner med hensyn til spredning av partikler kan unngås.

Prøvedeponeringen avdekket at leiren ble liggende på eller delvis nede i de eksisterende bunnsedimentene. Leiren var også tildels dekket av et lag med forurensede partikler fra det forurensede sedimentet som allerede var i området. Dette peker i retning av at det er tvilsomt om vesentlig lavere miljøgiftkonsentrasjoner vil opptre i overflatesedimentet i første fase av deponeringen. Graden av innsynkning av leirklumper i det eksisterende, meget bløte sedimentet og forekomst av forurenset sediment oppå de rene leirmassene vil derfor være avgjørende for i hvilken grad deponeringen vil gi en miljøgevinst i form av lavere miljøgiftkonsentrasjoner i overflatesedimentet. En tett og gjentatt systematisk utlegging av rene leirmasser vil redusere forekomsten av forurenset

oppvirvlet materiale opp på de deponerte leirmassene og øke forekomsten av ren masse i den øvre delen av den nye bunnen slik at en miljøgevinst kan oppnås.

4. Referanser

- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *J. Mar. Systems*. 11, 249-264.
- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg, 2006. Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. NIVA-rapport nr. 5200, 26s.
- Rosenberg R., M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall, A. Dimming. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.* 49, 728-739.
- Molvær J., Knutzen J., Magnusson J., Rygg B., Skei J., Sørensen J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 pp.

5. Vedlegg

5.1 Vedlegg A

Vedleggstabell 1. Posisjoner for prøvetakingspunktene.

| Stasjon | Latitud (N) | Longitud (E) | Dyp (m) | Prøvetak SPI | Sedimentprøve for miljøgift analyse |
|---------|-------------|--------------|---------|--------------|-------------------------------------|
| BB01 | 59,88276 | 10,76285 | 39 | SPI 5,6 kg | |
| BB02 | 59,88273 | 10,75875 | 47 | SPI 5,6 kg | Geminicorer |
| BB03 | 59,88101 | 10,75693 | 47 | SPI 5,6 kg | |
| BB04 | 59,88258 | 10,75621 | 52 | SPI 5,6 kg | |
| BB05 | 59,88287 | 10,75466 | 52 | SPI 5,6 kg | Geminicorer |
| BB06 | 59,88226 | 10,75368 | 52 | SPI 5,6 kg | |
| BB07 | 59,88179 | 10,75373 | 50 | SPI 5,6 kg | Geminicorer |
| BB08 | 59,88176 | 10,75213 | 51 | SPI 5,6 kg | |
| BB09 | 59,88228 | 10,75257 | 52 | SPI 5,6 kg | |
| BB10 | 59,88310 | 10,75221 | 50 | SPI 5,6 kg | |
| BB11 | 59,88242 | 10,75180 | 52 | SPI 5,6 kg | |
| BB12 | 59,88243 | 10,75046 | 53 | SPI 5,6 kg | |
| BB13 | 59,88237 | 10,74917 | 53,5 | SPI 5,6 kg | Geminicorer |
| BB14 | 59,88264 | 10,74698 | 53,5 | SPI 5,6 kg | Geminicorer |
| BB15 | 59,88274 | 10,74214 | 54 | SPI 5,6 kg | |
| BB16 | 59,88192 | 10,73970 | 60 | SPI 0,0 kg | |
| BB17 | 59,88465 | 10,74766 | 46 | SPI 0,0 kg | |
| BB18 | 59,88392 | 10,74753 | 48,5 | SPI 5,6 kg | |
| BB19 | 59,88064 | 10,74841 | 50 | SPI 5,6 kg | |
| BB20 | 59,87826 | 10,75315 | 52 | SPI 5,6 kg | |

5.2 Vedlegg B.

ROV-registreringer

- 1 = enkelte forekomster*
- 2 = spredte forekomster*
- 3 = vanlig forekomst*
- 4 = dominerende forekomst*

- sa = sandbunn*
- fj = fjellbunn*
- gr = grusbunn*
- bl = bløtbunn*
- st = steinbunn*

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------|--------|-----|-------|-------|-------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-------|-----------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|------|------|------|------|--|--|
| 210906 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ROV Bekkelagsbassenget | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| tid (kl): | 906 | 907 | 909 | 911 | 912 | 913 | 914 | 915 | 917 | 918 | 920 | 925 | 927 | 1001 | 1002 | 1003 | 1004 | 1005 | 1008 | 1009 | 1010 | 1011 | 1014 | 1017 | 1018 | 1019 | | |
| sted | ormøya | | | | | | | | | | | | | | rambergøy | | | | | | | | | | | | | |
| dyp | 2 | 5 | 9 | 11 | 14 | 19 | 22 | 25 | 27 | 28 | 31 | 35 | 35 | 8 | 6 | 5 | 3 | 2 | 10 | 12 | 14 | 18 | 20 | 24 | 26 | 28 | | |
| bunn | st | sa | sa/gr | fj/gr | st/gr | bl | bl | bl | bl | bl | bl | bl | bl | fj/sa | fj/sa | sa/fj | sa/fj | fj/st | fj/sa | fj | fj | fj/sa | bl | bl | bl | bl | | |
| helning | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| nedslamming | | | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | | | | | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 3 | 3 | 3 | | | | | |
| detritus | | | | | | 2 | 1 | | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| kalkskall/-rester | | | 2 | 2 | 2 | 2 | | | | | | | | 2 | 2 | | | | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | |
| beggiatoa sp | | | | | | | | 2 | 3 | 4 | 3 | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | |
| trådf. alger | 3 | 2 | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 2 | | | | | | | | | | |
| blåskjell | 3 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| trekantmark | 2 | | | 1 | | | | | | | | | | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 | 2 | 2 | | | | | | | |
| muslingskall | | | 3 | 2 | 2 | | 3 | 4 | 2 | | | | | 2 | 3 | 4 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | | | | | |
| strandkrabbe | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sjønellik | | | | 2 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sylindersjørose-mørk | | | | | 3 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | |
| sylindersjørose-lys | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | | |
| små kråkeboller | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sjøstjerne (A. rubens) | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | 1 | | 1 | | | 1 | 1 | | | | | | | |
| Ciona intestinalis | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| drøbakkråkebolle | | | | | | | | 1 | | | 2 | | | 2 | | 1 | | | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | | | | |
| cf Polydora ciliata | | | | | | | | 3 | | | 2 | 2 | 2 | | | | | | | | | | | 3 | 4 | 4 | | |
| skrubbe | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| tangkutling | 2 | | | | | | | | | | | | | | 3 | 2 | 2 | | 2 | 2 | 2 | | | | | | | |
| bergnebb | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| kutling indet. | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Styela rustica | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 2 | | | | | |
| sekkedyr indet. | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| hydroide indet. | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| dødningehånd | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | | | |
| eremittkreps | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | |
| slangestjerne indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| påfuglmark | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Prothanthea simplex | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| bentiske diatomeer | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| torsk | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| leirklumper | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| tid (kl): sted dyp bunn helning | kjøring 1 | | | | | | | | | | | kjøring 2 | | kjøring 3 | | | | | | | | | |
|---|-----------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|-----------|------|-----------|------|------|-------|-------|-------|-------|--|--|--|
| | 1039 | 1041 | 1042 | 1043 | 1044 | 1045 | 1045 | 1047 | 1049 | 1051 | 1106 | 1111 | 1152 | 1153 | 1154 | 1155 | 1156 | 1157 | 1157 | 1158 | | | |
| | Bleikøylu | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 6 | 8 | 13 | 16 | 19 | 24 | 27 | 36 | 44 | 48 | 7 | 10 | 8 | 10 | 16 | 20 | 25 | 28 | 30 | 38 | | | |
| | sa/st | bl | bl | bl | bl/fj | bl/fj | bl/st | bl/fj | bl | bl | bl/st | bl/sa | bl | bl | bl | bl | bl/fj | fj/bl | fj/bl | fj/bl | | | |
| nedslamming | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | | | |
| detritus | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | | | | 1 | | 2 | 2 | 2 | | 3 | 2 | 2 | 1 | | | |
| kalkskall/-rester | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 | 2 | 2 | 1 | 1 | | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | | | |
| beggiatoa sp | | | | | | | | | 2 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| trådf. alger | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| blåskjell | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| trekantmark | | | | | | | | | | | 3 | | | | | | | | | | | | |
| muslingskall | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | | | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | | | | |
| strandkrabbe | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sjønellik | 3 | 3 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | | 1 | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | | | | | | |
| sylindersjørose-mørk | | | 2 | 2 | | | 1 | | 1 | | | | | | | | 2 | 2 | 2 | | | | |
| sylindersjørose-lys | | | 2 | 3 | 3 | 3 | | 1 | | | | | | | | | | 2 | 2 | | | | |
| små kråkeboller | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sjøstjerne (A. rubens) | 1 | 1 | 1 | | | | | | | 1 | 2 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | | | |
| Ciona intestinalis | | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| drøbakkråkebolle | | | | | | | 1 | 2 | | 1 | | | | | | 1 | 2 | 2 | 2 | | | | |
| cf Polydora ciliata | | | | | | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | | | | | | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | | | |
| skrubbe | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| tangkutling | | | | | | | | | | | 3 | 2 | | | | | | | | | | | |
| bergnebb | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| kutling indet. | | 2 | 2 | 2 | 2 | | | | | | 2 | 2 | | | | | | | | | | | |
| Styela rustica | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sekkedyr indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| hydroide indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| dødningshånd | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| eremittkreps | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| slangestjerne indet. | | 3 | 2 | | | | | | | | | 3 | 2 | | | 1 | | | | | | | |
| påfuglmark | | | | | 2 | 2 | 2 | 1 | | | | | | | | | 1 | 2 | 2 | 2 | | | |
| Protanthea simplex | | | | | 2 | 2 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| bentiske diatomeer | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| torsk | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| leirklumper | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------|-----------|------|-------|------|--------|------|------|------|------|---------|------|------|------|------|------|--------------|------|------|------|
| tid (kl): | kjøring 6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sted | 1241 | 1244 | 1245 | 1247 | 1249 | 1251 | 1252 | 1252 | 1254 | 1342 | 1346 | 1350 | 1354 | 1355 | 1357 | 1427 | 1452 | 1456 | 1500 |
| dyp | 7 | 9 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 24 | Utslipp | | | | | | Prøvedumping | | | |
| bunn | bl/st | bl | bl/st | bl | bl/rør | bl | bl | bl | bl | bl | rør | rør | rør | bl | rør | bl | bl | bl | bl |
| helning | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | | | | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 |
| nedslamming | | | | | 2 | | | | | | 3 | 3 | 3 | | 2 | | | | |
| detritus | | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| kalkskall/-rester | 3 | 2 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| beggiatoa sp | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | |
| trådf. alger | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| blåskjell | | | | | | | | | | | | | | | 3 | | | | |
| trekantmark | 2 | 2 | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | |
| muslingskall | 3 | 3 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| strandkrabbe | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sjønellik | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 3 | 3 | | 3 | | | | |
| syndersjørose-mørk | | | | | 2 | 2 | 2 | | 2 | 3 | 1 | | | 4 | | | | | |
| syndersjørose-lys | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| små kråkeboller | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sjøstjerne (A. rubens) | 1 | 1 | 1 | | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| Ciona intestinalis | | | | | | | | | | | 2 | 2 | 2 | | | | | | |
| drøbakkråkebolle | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| cf Polydora ciliata | | | | | | | | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 2 | 2 | 2 |
| skrubbe | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| tangkutling | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| bergnebb | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| kutling indet. | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | | | | | | | | | | | | | | |
| Styela rustica | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| sekkedyr indet. | | | | | | | | | | | 2 | 2 | 2 | | | | | | |
| hydroide indet. | | | | | | | | | | | 3 | 3 | 3 | | 2 | | | | |
| dødningehånd | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| eremittkreps | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| slangestjerne indet. | | 1 | 3 | | | 2 | 2 | | | | | | | | | | | | |
| påfuglmark | | | | | | | | 2 | 3 | 1 | 4 | 4 | 4 | | 3 | | | | |
| Protanthea simplex | | | | | 2 | | | | | 1 | 3 | 3 | 3 | | 2 | | | | |
| bentiske diatomeer | | | | | | | | | | 3 | | | | 3 | | 3 | 3 | 3 | 3 |
| torsk | | | | | 1 | | | | | | 2 | 2 | 2 | | | | | | |
| leirklumper | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | 4 | 4 |

5.3 Vedlegg C

Konsentrasjonen (µg/kg t.v.) av de ulike PAH forbindelser i sedimentprøver fra Bekkelagsbassenget.

| | BB14 0-5 | BB14 5-10 | BB14 10-20 | BB13 0-5 | BB13 5-10 | BB13 10-20 | BB7 0-5 | BB5 0-5 | BB5 5-10 | BB5 10-20 | BB2 0-5 |
|---------------|---------------------|----------------------|-----------------------|---------------------|----------------------|-----------------------|--------------------|--------------------|---------------------|----------------------|--------------------|
| NAP# | 210 | 250 | 800 | 200 | 230 | 320 | 450 | 170 | 220 | 350 | 130 |
| ACNLE | 22 | 19 | 35 | 17 | 17 | 51 | 47 | 21 | 26 | 2,7 | 17 |
| ACNE | 41 | 34 | 180 | 25 | 24 | 49 | 91 | 36 | 58 | 4,3 | 27 |
| FLE | 66 | 78 | 240 | 41 | 49 | 95 | 130 | 55 | 86 | 160 | 47 |
| DBTHI# | 40 | 41 | 54 | 27 | 32 | 54 | 86 | 35 | 45 | 61 | 32 |
| PA | 300 | 250 | 350 | 190 | 210 | 380 | 660 | 250 | 350 | 260 | 250 |
| ANT | 120 | 100 | 250 | 82 | 79 | 200 | 250 | 120 | 120 | 140 | 89 |
| FLU | 560 | 440 | 510 | 340 | 440 | 620 | 1200 | 510 | 780 | 820 | 540 |
| PYR | 770 | 710 | 1100 | 470 | 610 | 1300 | 1400 | 610 | 820 | 820 | 580 |
| BAA | 270 | 250 | 330 | 160 | 250 | 360 | 580 | 250 | 370 | 300 | 250 |
| BKF | 200 | 170 | 240 | 120 | 170 | 300 | 390 | 150 | 230 | 150 | 160 |
| BEP# | 370 | 300 | 400 | 210 | 280 | 510 | 660 | 260 | 390 | 280 | 290 |
| BAP | 350 | 320 | 440 | 210 | 300 | 550 | 730 | 270 | 450 | 290 | 300 |
| ICDP | 270 | 240 | 310 | 160 | 220 | 390 | 520 | 200 | 330 | 170 | 220 |
| DBA3A | 65 | 55 | 72 | 37 | 54 | 89 | 130 | 49 | 77 | 48 | 54 |
| BGHIP | 320 | 260 | 330 | 180 | 230 | 410 | 560 | 210 | 330 | 220 | 260 |
| BBJF | 530 | 450 | 610 | 310 | 420 | 780 | 1000 | 390 | 600 | 420 | 420 |
| CHR | 240 | 210 | 250 | 130 | 210 | 290 | 540 | 230 | 370 | 270 | 230 |

Komponenter som ikke er benyttet til beregning av Σ PAH

Forklaring på forkortelsene benyttet for de ulike PAH komponenter

| Forkortelse | Komponent | Forkortelse | Komponent |
|--------------------|---------------------|--------------------|------------------------|
| NAP | Naftalen | BKF | Benzo(k)fluoranten* |
| ACNLE | Acenaftylen* | BEP | Benzo(e)pyren |
| ACNE | Acenaften* | BAP | Benzo(a)pyren* |
| FLE | Fluoren* | ICDP | Indeno(1,2,3-cd)pyren* |
| DBTHI | Dibenzotiofen | DBA3A | Dibez(a,h)anthracene* |
| PA | Fenantren* | BGHIP | Benzo(ghi)perylene* |
| ANT | Antracen* | BBJF | Benzo(b,j)fluoranten* |
| FLU | Fluoranten* | CHR | Chrysen* |
| PYR | Pyren* | | |
| BAA | Benzo(a)anthracene* | | |

* Angir komponenter som er benyttet til beregning av Σ PAH